



Tesis de maestría en Ciencias Biológicas – Área Biología, Subárea Ecología y Evolución

Evaluando la vulnerabilidad al cambio climático de los anfibios y reptiles nativos de Uruguay

Lic. Pablo Vaz Canosa

DIRECTOR: Dr. Álvaro Soutullo

CO-DIRECTOR: Dr. Gabriel Laufer

Departamento de Ecología Teórica y Aplicada, Centro Universitario de la Región Este, Sede Maldonado

Área Biodiversidad y Conservación, Museo Nacional de Historia Natural, Montevideo

TRIBUNAL:

Dr. Marcelo Loureiro (Presidente)

Dr. Andrés Canavero (Vocal)

Dr. Rafael Bernardi (Vocal)

AGRADECIMIENTOS

A mis tutores, Álvaro y Gabriel, por orientarme en este trabajo, por sus valiosos aportes, por su apoyo durante este proceso y por abrirme otras puertas.

A los miembros del tribunal, Marcelo Loureiro, Andrés Canavero y Rafael Bernardi, por todos los aportes y comentarios que mejoraron mucho esta tesis.

A los expertos, Claudio Borteiro, Carlos Prigioni y Diego Baldo, por aceptar participar en este proceso, con mucha dedicación y seriedad. Dedicación que enriqueció ampliamente el resultado y calidad de esta tesis.

A las fuentes de financiación, ANII y PEDECIBA.

A l@s compañer@s de Vida Silvestre Uruguay, l@s que me acompañaron de muy linda manera durante esta etapa.

A mis amig@s, de todas las barras, de facultad, del fútbol, del liceo, del barrio y de otros lados.

A mi familia, a mi madre y a mi padre, a mi hermana y hermano, a mis tí@s, a mis primas y primos, a mis sobrin@s y a mis abuelas, por estar siempre al firme apoyando e incentivando a más.

A la familia de Ceci, por ser una familia tan linda e integrarme desde el primer momento como uno más.

A mi compañera de vida, Ceci, por siempre apoyarme en todo, sin excepciones.

Y por último, un agradecimiento y dedicación muy especial a mi sobrino Joaquín, quien me enseñó mucho en estos 16 años compartidos, y a quien nunca voy a dejar de extrañar y sentir presente.

Índice

RESUMEN	1
ABSTRACT.....	2
INTRODUCCIÓN	3
Impactos del CC sobre los anfibios y reptiles	3
<i>Cambios en la distribución geográfica de las especies</i>	<i>4</i>
<i>Degradación de hábitats y microhábitats.....</i>	<i>5</i>
<i>Cambios en la fenología.....</i>	<i>5</i>
<i>Susceptibilidad de huevos o estadios tempranos.....</i>	<i>6</i>
<i>Cambios en la proporción de sexos de la descendencia.....</i>	<i>7</i>
<i>Reducción del tamaño corporal</i>	<i>7</i>
<i>Susceptibilidad a la radiación UV.....</i>	<i>8</i>
<i>Susceptibilidad a enfermedades y especies exóticas invasoras</i>	<i>9</i>
<i>Tolerancia a incendios.....</i>	<i>10</i>
Impactos del CC en Uruguay	10
<i>Impactos del CC sobre la herpetofauna uruguaya</i>	<i>13</i>
Evaluaciones de vulnerabilidad de las especies frente al CC.....	15
Consulta a expertos.....	18
OBJETIVOS.....	20
Objetivo general.....	20
Objetivos específicos.....	21
METODOLOGÍA.....	21
Región de estudio y especies	21
Marco para evaluar la vulnerabilidad al CC.....	21
<i>Grupo de rasgos para sensibilidad</i>	<i>23</i>

<i>Grupo de rasgos para baja capacidad adaptativa</i>	24
<i>Grupo de rasgos para exposición</i>	24
Consulta a expertos e integración de resultados	28
RESULTADOS	31
DISCUSIÓN	42
CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS	48
REFERENCIAS	50
ANEXO 1	69
ANEXO 2	78
ANEXO 3	91

RESUMEN

El cambio climático (CC) es una gran amenaza para la biodiversidad, aumentando el riesgo de extinción y afectando mayormente a los organismos ectotermos. Por lo tanto, las evaluaciones de sus posibles impactos sobre las especies resultan cruciales para diseñar estrategias de conservación. En este trabajo, analizamos la vulnerabilidad al CC de la herpetofauna uruguaya aplicando un enfoque global basado en rasgos, a nivel nacional. Un total de 112 especies fueron evaluadas bajo el contexto de un escenario de proyecciones de CC para el 2050, con respecto a tres dimensiones de vulnerabilidad: sensibilidad, baja capacidad adaptativa y exposición. Realizamos la evaluación a través de un proceso de elicitación de expertos, basado en el método Delphi. Encontramos que siete especies de anfibios y siete especies de reptiles resultarían altamente vulnerables al CC. La mayoría de las especies (64.6% de anfibios; 100% de reptiles) fueron clasificadas como altamente sensibles al CC. Cuatro anfibios y dos reptiles que fueron calificados como altamente vulnerables, también están amenazados según la Lista Roja de la UICN para Uruguay. Se encontraron discrepancias cuando comparamos nuestros resultados con estudios de vulnerabilidad al CC, tanto a escala local como global, para la misma especie. Este estudio destaca la importancia de las evaluaciones a escala local que (i) identifican las necesidades nacionales de conservación al nivel en el que realmente ocurren las acciones de conservación, e (ii) identifican los vacíos de información que deben llenarse para mejorar las decisiones y acciones de conservación.

Palabras clave

Cambio climático, herpetofauna, elicitación de expertos, sensibilidad, adaptabilidad, exposición

ABSTRACT

Climate change (CC) is a major threat to biodiversity, increasing extinction risk and mainly affecting ectothermic organisms. Thus, assessments of its possible impacts on species are crucial for designing conservation strategies. Here, we analyzed the CC vulnerability of Uruguayan herpetofauna applying a global trait-based approach at a national level. A total of 112 species were assessed in a scenario of CC projections for 2050, with regards to three dimensions of vulnerability: sensitivity, low adaptive capacity, and exposure. We conducted the assessment through an expert elicitation process based on the Delphi method. We found that seven amphibians and seven reptile species may be highly vulnerable to CC. Most species (64.6% amphibians; 100% reptiles) were found highly sensitive to CC. Four amphibians and two reptiles classified as highly vulnerable are also threatened according to the IUCN Red List for Uruguay. Discrepancies were found when we compared our results with studies of vulnerability to CC, both at local and global scales, on the same species. This study remarks on the importance of local scale evaluations that (i) identify national conservation needs at the level at which conservation actions actually occur, and (ii) identify data gaps that need to be filled in order to improve conservation decisions and actions.

Keywords

Climate change, herpetofauna, expert elicitation, sensitivity, adaptability, exposure

INTRODUCCIÓN

Impactos del CC sobre los anfibios y reptiles

Los anfibios y reptiles se encuentran en fuertes procesos de retracciones poblacionales y extinciones tanto locales como globales (Dawson et al., 2016; Green et al., 2020; Lal & Nadim, 2021; Tolley et al., 2019). Para el caso de los anfibios, esta declinación se puso de manifiesto a nivel global en el Primer Congreso Mundial de Herpetología en 1989 (Wake, 1998), aunque su alcance y magnitud se dimensionó tiempo después en la Evaluación Global de Anfibios (Stuart et al., 2004). En dicha evaluación, se estimó que casi un tercio de las especies de anfibios conocidas en ese momento se encontraban en alguna categoría de amenaza (y otro 20% no contaba con los datos suficientes para calificarlas). Entre las causas de estas declinaciones se destacan la pérdida de hábitat, la contaminación, las especies exóticas invasoras y las enfermedades emergentes (Li et al., 2013; Pounds et al., 1999; Stuart et al., 2004; Tolley et al., 2019; Wake & Vredenburg, 2008). Además, se ha propuesto al CC como uno de los principales contribuyentes a estas declinaciones (Anchukaitis & Evans, 2010; Kiesecker et al., 2001; Pounds et al., 1999).

El CC es actualmente reconocido como una de las principales amenazas para la biodiversidad y los ecosistemas (IPBES, 2019; IPCC, 2018; Pereira et al., 2010). Las estimaciones sugieren que la actividad humana ha causado un calentamiento global de 1.0°C aproximadamente, en relación con los niveles preindustriales. Además, en los últimos 50 años se ha incrementado la frecuencia e intensidad de eventos meteorológicos extremos, así como los incendios, inundaciones y sequías a causa del CC; y el nivel medio del mar ha aumentado a un ritmo de 3 mm por año en las últimas dos décadas (IPBES, 2019). Estos cambios en las condiciones climáticas han generado (o contribuido a generar) diversos impactos sobre la biodiversidad (Pacifi et al., 2015; Urban, 2015). Entre los más destacables, están los cambios en la distribución de las especies (e.g. Chen et al., 2011; Elmhagen et al., 2015; Pounds et al., 1999), alterando su dinámica poblacional, los cambios en su fenología (e.g. Lane et al., 2012; Lustenhouwer, et al., 2018; Walther et al., 2002), y la aparición de enfermedades epidémicas (e.g. Pounds et al., 2006; Randall & van Woesik, 2015).

En línea con lo antes mencionado, las proyecciones a futuro indican que los impactos del CC serán más pronunciados en las próximas décadas, con efectos relativos variables según el escenario y la región geográfica. La mayoría de los escenarios proyectan efectos adversos del CC sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, que se agudizarían en algunos casos, con el aumento global de la

temperatura atmosférica. Incluso para un calentamiento global de 1,5 °C a 2 °C, se predice que la mayoría de los rangos de especies terrestres se reducirán drásticamente, lo que podría aumentar sustancialmente su riesgo de extinción (IPCC, 2018).

Estas modificaciones en las condiciones climáticas, tanto actuales como futuras, resultan de especial relevancia para los anfibios y reptiles, dado que al ser organismos ectotérmicos, dependen en gran medida de las condiciones ambientales para realizar varios procesos fisiológicos y aspectos comportamentales (Kingsolver et al., 2013). Dada su condición de ectotermia, presentan capacidad limitada para utilizar el calor metabólico para mantener la temperatura corporal, lo que los hace especialmente vulnerables a las variaciones de temperatura (Bickford et al., 2011; Seebacher et al., 2015). Los herpetos generalmente dependen de señales ambientales para iniciar una o más etapas de su ciclo de vida (e.g. reproducción, puesta de huevos, hibernación), por lo que los cambios en las temperaturas y regímenes de lluvias, podrían ocasionar desacoplamientos entre estas fases (Thackeray et al., 2016). Particularmente la humedad y la temperatura son factores claves para ambos grupos, ya que son determinantes de muchos procesos fisiológicos o demográficos como los relacionados con la reproducción (Wells, 2007; Willmer et al., 2005). A continuación, se describen los posibles impactos producidos por el CC sobre la herpetofauna.

Cambios en la distribución geográfica de las especies

Al igual que para otros grupos, los cambios en las condiciones climáticas, principalmente de temperatura y precipitación, generan que las especies se desplacen a sitios en los que estas condiciones sean más favorables (Hickling et al., 2005; Kelly & Goulden, 2008; Pöyry et al., 2009; Wilson et al., 2007). Las especies de herpetos están adaptadas a un rango de temperatura óptima y de tolerancia que determinan su selección de hábitat, el uso de microhábitats (Freidenburg & Skelly, 2004) y su movimiento (Nowakowski et al., 2015), lo que en última instancia da forma a sus distribuciones geográficas (Frishkoff et al., 2015; McDiarmid et al., 2012; Wells, 2007). A medida que la Tierra se calienta, se predice que los animales desplacen su distribución hacia zonas más altas y a mayores latitudes (Walther et al., 2002). A pesar que la capacidad de dispersión y movimiento de los anfibios y reptiles resulta relativamente menor que la de otros vertebrados, se han reportado modificaciones en la distribución de varios herpetos como consecuencia del CC (Enriquez-Urzelai et al., 2019; Moreno-Rueda et al., 2012; Tiberti et al., 2021; Wu, 2016).

Degradación de hábitats y microhábitats

El CC también está teniendo y tendrá un fuerte impacto directo en los ecosistemas, generando la pérdida de hábitats para muchas especies (Grimm et al., 2013; Mukul et al., 2019; Ponce-Reyes et al., 2013). En cuanto a los requisitos de hábitat, hay especies que utilizan una gama amplia de hábitats; no obstante, otras presentan una asociación con ciertos hábitats en particular o incluso, utilizan determinados microhábitats para realizar al menos parte de su ciclo de vida (e.g. anfibios que usan cuerpos de agua extremadamente pequeños y efímeros - Laufer et al., 2015); reptiles que utilizan dunas (Carreira & Maneyro, 2019). Es probable que las especies que presenten estos requisitos específicos sean más sensibles a los cambios ambientales provocados por el CC, ya que tendrán un rango de maniobra muy limitado si alguno de sus hábitats o microhábitats se pierde. En particular, los anfibios que presentan un desarrollo larvario dependiente de agua dulce, específicamente aquellos que dependen de cuerpos de agua efímeros, están altamente expuestos a los cambios que ocurren en el clima (Chandler et al., 2017). Existen otros ambientes que pueden verse alterados por los efectos del CC. Particularmente los sitios específicos de anidamiento de algunos reptiles, como lo son los bordes de bañados y hormigueros, se encuentran expuestos a períodos de sequía y concentración de precipitaciones, lo que podría afectar la supervivencia y descendencia de esas especies (Henle, 1989). Por otro lado, las especies generalistas, se estima son más resilientes, dado que pueden utilizar una gama más amplia de opciones de hábitats y microhábitats disponibles, pudiendo sobreponerse a la pérdida de alguno de ellos en caso que ocurriese (Foden et al., 2013).

Las especies con distribuciones restringidas a la costa están altamente expuestas al aumento del nivel del mar (Nicholls et al., 1999; Purcell et al., 2008) y eventos extremos (Gunzburger et al., 2010; Trenberth, 2011). Asimismo, las que habiten o se reproduzcan en bañados costeros, se verán altamente afectadas si estos bañados se salinizaran (Hall et al., 2017; Lewis et al., 2021), dejando un ambiente sumamente hostil para larvas y huevos de anfibios, ya que presentan la piel altamente permeable y huevos sin cubierta externa (Rios-López, 2008; Shoemaker & Nagy, 1977).

Cambios en la fenología

Pese a que la duración del día y los ciclos lunares no se verán afectados por el CC, las señales impulsadas por el clima y la estación (e.g. comienzo de estación lluviosa, aumento de temperaturas) podrían verse alteradas tanto en el momento del año en que ocurren como en su magnitud. La evidencia existente sugiere que muchas especies dependen de señales ambientales para iniciar una o más etapas de su ciclo

de vida (e.g. reproducción, puesta de huevos, hibernación). Es de esperar que varias de las especies que dependen de cambios en el clima para iniciar alguna etapa de su ciclo de vida, se vean negativamente afectadas por el CC. Por ejemplo, en el caso de anfibios y reptiles que ponen huevos en primavera, cuando las condiciones climáticas son más benignas, una señal errónea de inicio de la estación puede llevar a realizar la puesta cuando aún es invierno y, por consiguiente, a una mortalidad mayor a la habitual ya que podría ser especialmente letal para embriones y larvas que no puedan soportar las heladas (Gibbs & Breisch, 2001; Todd et al., 2011). Adicionalmente, los anfibios podrían llegar a sitios de reproducción antes de las lluvias por lo que las posibilidades de desecación podrían aumentar (Corn & Muths, 2002). Además, algunos anfibios presentan una reproducción de tipo explosiva tras una señal de precipitaciones. Esta estrategia reproductiva se caracteriza principalmente por un período de reproducción que se extiende por unos pocos días (o algunas horas) y por una llegada sincrónica de ambos sexos al sitio de reproducción, después de ocurridas fuertes precipitaciones (Wells, 2007). Otro ejemplo de asincronía puede ocurrir en lo referido a los recursos alimenticios. Esto podría generar un desbalance entre los picos de disponibilidad de alimento en primavera y fechas de eclosión de huevos, lo que impactaría negativamente en esas especies (Both et al., 2006).

Susceptibilidad de huevos o estadios tempranos

Los aumentos en la temperatura, así como la disminución de las precipitaciones, podrían afectar a los huevos de anfibios que, dado que no poseen cubierta externa, están solamente protegidos por una fina capa de membranas, quedando muy expuestos a las variaciones ambientales en los cuerpos de agua temporales (Donnelly & Crump, 1998). Incluso los anfibios que tienen estrategias reproductivas con fases de huevos o larvas fuera del agua, se ven afectados por los cambios en la temperatura (Touchon, 2012). En este sentido, varios estudios mostraron que el aumento de la duración de los períodos secos (e.g. Pounds et al., 1999; Stewart, 1995) o la disminución de la precipitación anual (e.g. Pounds & Crump, 1994) pueden causar la disminución poblacional y probable extinción de varias especies de anfibios.

Existen tres estrategias reproductivas en reptiles: oviparidad, ovoviviparidad y viviparidad. En esta última, los embriones están generalmente protegidos de las fluctuaciones ambientales a través del cuidado parental (Reynolds et al., 2002). Sin embargo, la mayoría de los reptiles son ovíparos, y depositan sus huevos en un nido desatendido (Reynolds et al., 2002). Una vez depositados los huevos, estos quedan particularmente expuestos a las condiciones ambientales. Incluso para las especies que entierran sus huevos, existen variaciones de temperatura y humedad en el microambiente del nido

subterráneo que pueden ser negativas para la supervivencia de los huevos (Ackerman & Lott, 2004). La temperatura de incubación y el intercambio de agua influyen en el éxito de la eclosión y la eficacia biológica de las crías. Altas temperaturas y sustratos secos son en general desfavorables para el desarrollo de los huevos y la calidad de la camada (Ackerman & Lott, 2004; Webb & Cooper-Preston, 1989). A su vez, estas condiciones de incubación pueden influir en el fenotipo de los reptiles recién nacidos, afectando su morfología, comportamiento y supervivencia (Deeming, 2004; Deeming & Ferguson, 1991).

Cambios en la proporción de sexos de la descendencia

Una estrategia frecuente en reptiles es la determinación del sexo de la progenie dependiente de la temperatura a la que son expuestos los huevos durante el período de incubación (Janzen, 1994). Debido a ello, se plantea que estas especies serán más vulnerables a los efectos del CC dado que las modificaciones en la temperatura podrían afectar la proporción de sexos en sus poblaciones (Böhm et al., 2016; Hawkes et al., 2009; Janzen, 1994). Se sugiere además, que se reduciría el éxito en la eclosión y podría cambiar la fenología reproductiva de dichas especies (Hawkes et al., 2009; López-Luna et al., 2015).

Estudios recientes indican que cambios moderados y fuertes de la temperatura durante la incubación pueden tener consecuencias en la eficacia biológica de la descendencia (Noble et al., 2018). El efecto de la temperatura de incubación puede persistir al menos un año luego de la eclosión, por lo que se cree que estos efectos tienen el potencial de afectar la eficacia biológica de las especies a largo plazo (Noble et al., 2018). Asimismo, la morfología de algunos ectotermos se ha visto más afectada a temperaturas cálidas durante la incubación, sugiriendo una inestabilidad a temperaturas extremas (Dahlke et al., 2016; Telemeco et al., 2013). Estos estudios brindan conocimiento sobre los posibles impactos en la descendencia de las variaciones de la temperatura durante el período de incubación, pero se requieren más investigaciones para saber cómo esto afecta a las diferentes especies de reptiles.

Reducción del tamaño corporal

Se ha propuesto que existiría una reducción del tamaño corporal como respuesta fisiológica frente al CC (Gardner et al., 2011; Sheridan & Bickford, 2011). Esta hipótesis se plantea principalmente por la regla de Bergman, que implica que a menores temperaturas (latitudes más altas), los cuerpos serán más grandes que a mayores temperaturas (latitudes más bajas) (Bergmann, 1847). Otra hipótesis, es la que plantean Sheridan y Bickford (2011), que postulan que disminuciones del oxígeno disuelto en la

atmósfera provocadas por el aumento de la temperatura y los aumentos en la variabilidad en las precipitaciones podrían favorecer productores primarios más pequeños. Esto podría por tanto, generar un efecto indirecto, que implica que los consumidores de esos productores también reduzcan su tamaño, así como los depredadores tope (Sheridan & Bickford, 2011).

Existe evidencia que correlaciona negativamente el tamaño corporal con el calentamiento global para insectos, crustáceos, peces, reptiles, aves y mamíferos (Gardner et al., 2011; Sheridan & Bickford, 2011). Para el caso de los anfibios, había discrepancias en cuanto a esta correlación (Li et al., 2013). Sin embargo, un trabajo reciente con una especie de anuro, llevado adelante por Martínez-Monzón y colaboradores (2018) mediante un enfoque metodológico basado en el registro fósil, identificó una relación negativa entre el tamaño corporal y la temperatura media anual y la temperatura media del mes más frío. Reading & Jofré (2021) también encontraron una correlación negativa entre el tamaño corporal y el calentamiento climático, para una especie de bufónido. Aunque estos últimos adjudican las variaciones en el tamaño corporal a la plasticidad fenotípica, encontraron una relación positiva entre el tamaño de las hembras y el número de huevos producidos por estas, sugiriendo que la reducción en el tamaño tendría implicancias negativas en la fecundidad.

Por otro lado, estudios recientes en reptiles del orden Squamata sugieren que es poco probable que el clima sea un factor importante en la evolución del tamaño corporal (Slavenko et al., 2019). Hay una hipótesis propuesta por Daufresne y colaboradores (2009) que plantea que ectotermos reducirían su tamaño corporal más rápido que los endotermos debido a que no pueden regular la temperatura como lo hacen estos últimos. Además, se ha planteado que el incremento en la temperatura aumentaría la tasa de crecimiento de ectotermos además de inducir estrés térmico a través de una mayor exposición a las olas de calor (Burraco et al., 2020). Estos dos factores aumentarían el daño oxidativo a biomoléculas esenciales, acelerando la tasa de envejecimiento (Burraco et al., 2020).

Susceptibilidad a la radiación UV

El CC también podría afectar los niveles de radiación ultravioleta (UV-B) (Williamson et al., 2014). Los anfibios son especialmente sensibles a los rayos UV-B (Li et al., 2013). En años secos, la profundidad de los cuerpos de agua disminuye, dejando los huevos más expuestos a los rayos UV-B, lo que podría aumentar su mortalidad (Kiesecker et al., 2001). A su vez, se ha postulado que las larvas de anfibios expuestas a niveles elevados de rayos UV-B experimentan anomalías fisiológicas y del desarrollo (Romansic et al., 2009), tasa de crecimiento reducida (Belden & Blaustein, 2002), daño epitelial (Nagl &

Hofer, 1997), visión deficiente (Fite et al., 1998), comportamiento alterado (Kats et al., 2000) y, en última instancia, un aumento en la mortalidad (Tietge et al., 2001). Además, otros agentes como ser patógenos, metales pesados y contaminantes químicos, interactúan con los rayos UV-B, generando un efecto negativo mayor al esperado (Hatch & Blaustein, 2003). Sin embargo, como ocurre con otros organismos, los anfibios han desarrollado una serie de defensas contra los efectos nocivos de la radiación UV-B, entre las que se destacan la comportamental y las defensas moleculares. Los cambios en el comportamiento a través de la utilización de hábitats y microhábitats protegidos de la radiación para oviposición son un mecanismo de defensa relativamente simple y eficaz (Alton & Franklin, 2017). En cuanto a las defensas moleculares, se ha postulado que los pigmentos en los huevos y la piel de los anfibios, incluida la melanina, pueden actuar como compuestos de detección de UV-B evitando daños (Blaustein & Belden, 2003). En este sentido, investigaciones postulan que la cubierta de los huevos de anfibios protegen a los embriones de la radiación UV-B (e.g. Hansen et al., 2002; Perotti & Diéguez, 2006).

En las tortugas marinas existe un tumor virulento potencialmente mortal, que es causado por un herpesvirus, la fibropapilomatosis (Duffy et al., 2018). La etiología exacta de esta enfermedad no es totalmente comprendida, pero tiene una combinación de factores virales y ambientales (Jones et al., 2016), dentro de los cuales la radiación UV-B sería uno de los co-desencadenantes ambientales de la enfermedad. La correlación que encontró Duffy y colaboradores (2018) entre la incidencia de fibropapilomatosis y las condiciones extremas de radiación ultravioleta sugiere que esta última sería uno de los factores de riesgo para la patología. Igualmente, se requieren investigaciones futuras para determinar si la exposición a los rayos UV-B está relacionada causalmente con el desarrollo de tumores de fibropapilomatosis, y en caso de ser así, estudiar a través de qué mecanismo (Duffy et al., 2018).

Susceptibilidad a enfermedades y especies exóticas invasoras

Los cambios en el clima a escala local pueden disminuir la función inmunológica y provocar brotes de patógenos y una mortalidad elevada (Pounds, 2001). Este problema puede agravarse por la interacción con otros factores. Existe evidencia que el hongo quitridio, *Batrachochytrium dendrobatidis*, patógeno que afecta la piel de los anfibios produciendo quitridiomycosis, está implicado en la disminución de las poblaciones de especies en todo el mundo (Crawford et al., 2010; Jani & Briggs, 2014; Lips et al., 2006).

Por otro lado, las especies exóticas invasoras pueden ocasionar disturbios ambientales como modificaciones en la composición, estructura y procesos de los ecosistemas (Brugnoli et al., 2009;

Morton, 1979; Pimentel et al., 2000, UICN, 2000). El establecimiento y éxito de estas especies, en el contexto del CC, se encuentra entre las amenazas que más afectan a la biodiversidad, ya que modifican los ecosistemas, homogeneizando la biodiversidad e introduciendo especies que pueden actuar como vectores de nuevas enfermedades (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Asimismo, efectos sinérgicos del clima y el cambio en el uso del suelo, podrían favorecer especies exóticas invasoras (Elmhagen et al., 2015), aumentando la depredación y competencia sobre las especies nativas (Foden et al., 2019; Walther et al., 2009).

Tolerancia a incendios

Se espera que el CC aumente la frecuencia e intensidad de los incendios. Estudios sobre la respuesta de los anfibios al fuego indican que tiene pocos efectos adversos sobre estos (Hossack & Corn, 2007; Pilliod et al., 2003). Por otra parte, una revisión sobre el impacto del fuego en este grupo sugiere que los anuros pueden responder tanto positiva como negativamente al fuego y estas respuestas son el resultado de varios factores, como las singularidades ecológicas de las especies y las características del fuego (dos Anjos et al., 2021). Para el caso de los reptiles, estos pueden escapar del fuego mediante diferentes estrategias, enterrándose, escondiéndose debajo de los objetos presentes sobre el suelo, trepando a los árboles, entrando en refugios como madrigueras o saliendo de áreas en llamas (Russell et al., 1999). Sin embargo, sigue habiendo incertidumbre en cuanto a si los anfibios y reptiles son capaces de resistir los aumentos proyectados en la frecuencia e intensidad de los incendios (dos Anjos et al., 2021; Pilliod et al., 2003).

Impactos del CC en Uruguay

Si bien el CC es un fenómeno global, existe interés de los diferentes gestores y académicos en generar predicciones regionales y locales. Proyecciones para finales de siglo (2080-2099), realizadas a nivel regional para el sur de Sudamérica, utilizando el escenario de emisión SRES A2, prevén para Uruguay un aumento de la temperatura, así como un aumento de la precipitación y de su variabilidad interanual (Cabré et al., 2016). A continuación se presentan las predicciones sobre el CC para Uruguay, y se analizan los posibles impactos sobre la herpetofauna.

Nagy y colaboradores (2016) regionalizaron modelos climáticos globales a partir de un conjunto de cuatro Modelos de Circulación General (ACCESS1.0, CanESM2, CCSM4 y HadGEM2). Estos autores realizaron predicciones para 2050 (2040-2060), considerando dos escenarios socioeconómicos del IPCC (2013), denominados trayectorias de concentración representativas (RCP, por sus siglas en inglés), RCP

4.5 y RCP 8.5. Las RCP describen cuatro trayectorias distintas en el siglo XXI de las emisiones y las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero, de emisiones de contaminantes atmosféricos y de uso del suelo. Estas incluyen un escenario de mitigación estricto (RCP2.6), dos escenarios intermedios (RCP4.5 y RCP6.0), y un escenario con un nivel muy alto de emisiones de gases de efecto invernadero (RCP8.5) (IPCC, 2014). El modelo generado por Nagy y colaboradores (2016) predice un aumento en los rangos de temperatura para Uruguay de 1,0 °C a 1,4 °C y de 1,4 °C a 1,9 °C, para RCP 4.5 y RCP 8.5 respectivamente, con máximos para la región norte (Fig. 1). El modelo también predice aumentos en la precipitación entre 0,1 mm/día a 0,3 mm/día y 0,1 mm/día a 0,6 mm/día, para RCP 4.5 y RCP 8.5 respectivamente, con valores extremos para la región noreste (Fig. 2). A su vez, compararon y calibraron datos satelitales con escalas de mareas instaladas en diferentes sitios de la costa uruguaya, y se predice un aumento anual del nivel del mar de 3,0-4,0 mm. Además, las zonas costeras de Uruguay se consideran entre las más expuestas a eventos extremos y al aumento del nivel del mar en América Latina (Losada et al., 2013; Nagy et al., 2015).

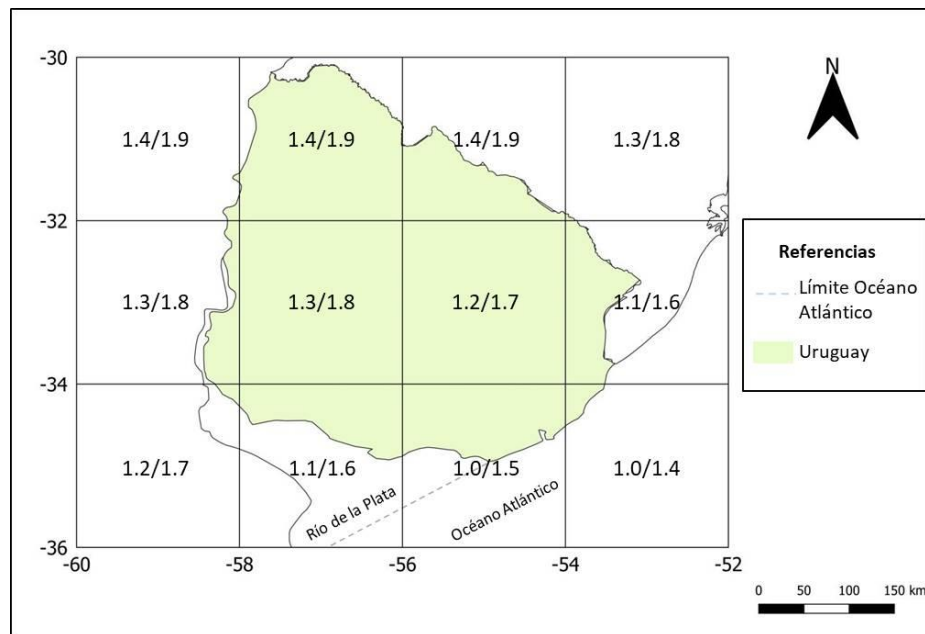


Figura 1. Cambios de la temperatura media anual (°C) para 2050. Valor a la izquierda de “/” indica cambio según escenario RCP4.5; a la derecha, escenario RCP8.5. Modificado de Nagy y colaboradores (2016).

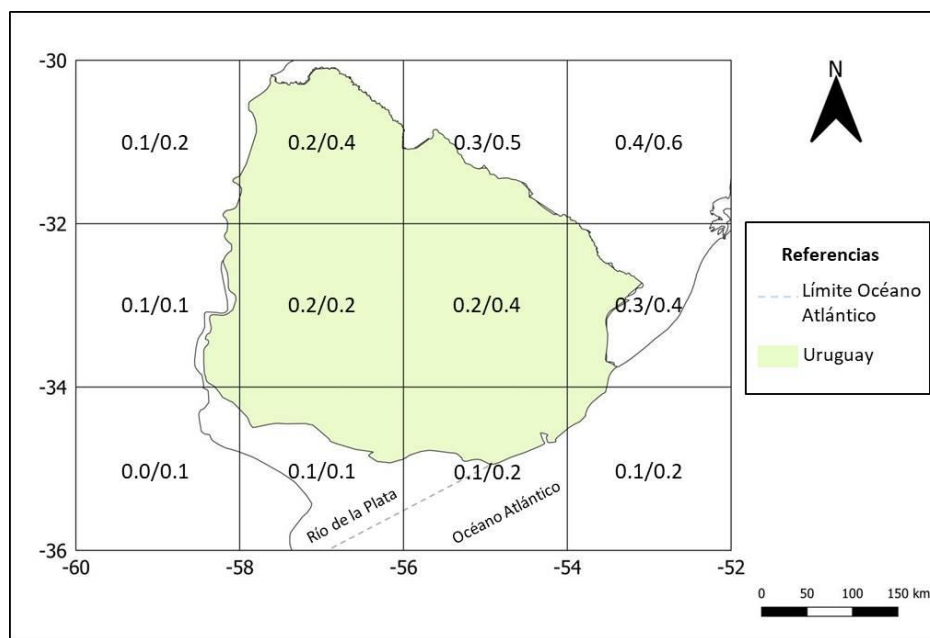


Figura 2. Cambios de la precipitación anual (mm/día) para 2050. Valor a la izquierda de “/” indica cambio según escenario RCP4.5; a la derecha, escenario RCP8.5. Modificado de Nagy y colaboradores (2016).

Uruguay se encuentra en una zona de transición biogeográfica (Ferro & Morrone, 2014) donde las faunas de biomas más tropicales encuentran su límite sur de distribución, mientras que otras características de climas templados alcanzan su límite norte (Morrone, 2014). Con un aumento esperado tanto en la temperatura como en las precipitaciones, es de esperarse que muchas de estas especies sufran una contracción hacia los polos en su área de distribución (Lawler et al., 2010; Toranza et al., 2012). Ya sea debido a la desaparición de las condiciones climáticas adecuadas (e.g. con condiciones nuevas que exceden su tolerancia térmica) en algunas partes de Uruguay, o debido a interacciones negativas con un número creciente de especies de biomas del norte que expanden sus rangos hacia el sur (Boisvert-Marsh et al., 2019; Bradshaw et al., 2014; Diamond, 2018; Sunday et al., 2012). En línea con esto, ya se ha constatado la expansión de algunas especies de anfibios nativos hacia el sur del país (Laufer et al., 2021b). Si bien se desconocen las causas exactas de este desplazamiento, se propone al CC como una posibilidad. Asimismo, proyecciones de las distribuciones de anfibios nativos de Uruguay realizadas a partir de modelos de nicho, predicen expansión para algunas especies, especialmente aquellas que actualmente habitan el norte, noroeste y noreste del país, y retracción para las especies que habitan ambientes psamófilos del sur del Uruguay (Toranza et al., 2012). Además, las especies que

habitan ambientes costeros probablemente sufran impactos negativos como consecuencia del aumento previsto del nivel del mar (de Oliveira et al., 2016; Foden et al., 2013).

Estos cambios en las condiciones climáticas proyectadas para el país, así como la zona de transición en la cual Uruguay está inserto, siendo límite de distribución de varias especies, remarca la necesidad de conocer cuáles son las especies nativas que potencialmente se verán más afectadas por el CC con el fin de incorporar esta dimensión a estrategias existentes, así como generar nuevas estrategias para su conservación.

Impactos del CC sobre la herpetofauna uruguaya

Los herpetos de Uruguay se encuentran ante una alta presión negativa debido a diferentes agentes causales asociados a la pérdida de biodiversidad (Carreira & Maneyro, 2015). En gran parte del Uruguay existe una fuerte alteración de ambientes naturales debido particularmente al reciente cambio en el uso de suelo, principalmente por la expansión de la agricultura intensiva de secano, la intensificación ganadera y el avance de los monocultivos forestales con especies exóticas (Agostini et al., 2021; Brazeiro et al., 2020). Por otro lado, los ambientes costeros han sido históricamente modificados y fragmentados por la urbanización (Boretto et al., 2018; Castiñeira et al., 2013). A esto se le suman los posibles efectos negativos sobre los ecosistemas a causa del CC (Grimm et al., 2013). Además de la pérdida total de hábitats para algunas especies, aquellas que dependan de uno o más microhábitats se verán particularmente afectadas (Foden et al., 2013). Muchas especies de anfibios de Uruguay se reproducen en cuerpos de agua temporales, y sólo lo hacen en momentos particulares del año tras precipitaciones (Bardier et al., 2014; Borteiro & Kolenc, 2007; Canavero et al., 2008, 2019). Estos cuerpos de agua temporales están altamente expuestos a los aumentos de temperatura a causa del CC, al mismo tiempo que están todavía más expuestos a la radiación UV-B. Para el caso de los reptiles, hay varias especies que utilizan sitios específicos de anidamiento particularmente expuestos al CC, como por ejemplo el Yacaré (*Caiman latirostris*) (Borteiro et al., 2006, 2008) o algunas especies de tortugas de agua dulce (Clavijo-Baquet & Magnone, 2017).

Muchas especies de la herpetofauna uruguaya presentan una fuerte dependencia de señales ambientales, específicamente en lo referido a la reproducción y puesta de huevos, que ocurren generalmente en primavera (Bardier et al., 2014; Canavero & Arim, 2009; Canavero et al., 2018; Carreira et al., 2005). Un gran número de anfibios nativos de Uruguay presentan dinámicas reproductivas estacionales, estrechamente asociadas a precipitaciones (Maneyro & Carreira, 2016), por lo que

cambios en la intensidad, frecuencia y duración de las mismas podrían afectar fuertemente a la reproducción de estas especies. En el caso de los reptiles presentes en nuestro país, estos tienen dos estrategias reproductivas, oviparidad y viviparidad, siendo en su mayoría ovíparos (Carreira et al., 2005, 2012). Considerando el clima templado, entendemos que, las variaciones de temperatura y fotoperiodo a lo largo del año tienen gran influencia sobre el ciclo reproductivo de los reptiles ovíparos (Gorman & Licht, 1974). Esto redundaría en un ciclo reproductivo estacional, lo que podría, de ocurrir grandes variaciones climáticas, generar un receso reproductivo (Verrastro & Rauber, 2013).

A pesar que no se conocen en profundidad las características reproductivas de todos los reptiles nativos de Uruguay, es sabido que algunas especies presentan determinación del sexo de la progenie dependiente de la temperatura de incubación (por ejemplo el *C. latirostris*), y hay varias otras que aún se desconoce pero se presume podrían tener esta característica (Carreira et al., 2005; Janzen, 1994). Dicha dependencia de la temperatura las haría más sensibles al CC (Hawkes et al., 2009; Janzen, 1994; López-Luna et al., 2015).

Las enfermedades son otro de los elementos a considerar ya que el CC podría generar nuevos escenarios que impacten en la función inmunológica de las especies (Pounds, 2001). Respecto a *B. dendrobatidis*, a nivel regional, están presentes los linajes globales y brasileños (nativos) (Rodríguez et al., 2014). Xie y colaboradores (2016) sugieren que el CC podría promover la aparición de *B. dendrobatidis*, particularmente en zonas templadas. En el Neotrópico, la disminución de las poblaciones de anfibios como consecuencia de la infección por *B. dendrobatidis* era más probable que ocurriera después de años de alta temperatura, lo que podría sugerir que el CC puede aumentar sus probabilidades de ocurrencia (Venesky et al., 2014). Sin embargo, todavía existen muchas deficiencias de datos con respecto a cómo el CC afectaría las interacciones huésped-patógeno (Kilpatrick et al., 2010; Xie et al., 2016). La infección causada por el hongo ha sido documentada en varios anfibios nativos de Uruguay (Borteiro, 2016; Borteiro et al., 2018, 2019; Laufer, 2018; Pontes et al., 2021), pero hasta la fecha no se ha podido asociar la infección a efectos negativos en nuestros anfibios.

En lo referido a las especies exóticas invasoras, en Uruguay se ha documentado la presencia de la rana toro norteamericana (*Lithobates catesbeianus*) en poblaciones silvestres, que a su vez se encuentran en expansión (Laufer et al., 2008, 2018). Además, la rana toro se vería favorecida en la región por el CC (Nori et al., 2011). Esta especie no solo compite con los anfibios nativos, sino que también los depreda (Adams, 2000; Kraus, 2009). También se ha observado que las poblaciones de rana toro de Uruguay se

encuentran infectadas con *B. dendrobatidis*, lo que implica un doble riesgo para las especies nativas en relación a esta invasión (Laufer et al., 2018).

Evaluaciones de vulnerabilidad de las especies frente al CC

En este contexto de cambio global, resulta fundamental realizar evaluaciones de vulnerabilidad de las especies frente a los cambios climáticos esperados, con el fin de establecer estrategias que permitan generar medidas que minimicen o mitiguen su impacto. Según el IPCC (2007), la vulnerabilidad al CC se puede definir como el grado en que un sistema (en este caso una especie) es susceptible e incapaz de hacer frente a los efectos adversos del CC. Es entonces, una función del carácter, la magnitud y el ritmo del CC a los que está expuesta una especie, su sensibilidad y su capacidad para adaptarse (IPCC, 2007). La sensibilidad puede definirse como el grado en que un sistema se ve afectado, ya sea de manera adversa o beneficiosa, por el CC (IPCC, 2007, 2014). La sensibilidad describe atributos intrínsecos que se reconoce que moderan y/o exacerban el impacto de las presiones del CC en la respuesta de una especie (Dawson et al., 2011; Nicotra et al., 2015). La capacidad adaptativa es el potencial, la capacidad o la habilidad de una especie, para adaptarse al CC, con el objetivo de moderar los posibles impactos negativos o aprovechar las oportunidades (IPCC, 2007, 2014). La capacidad adaptativa, incluye factores intrínsecos y extrínsecos, siendo específica del contexto (Foden et al., 2019). Por último, la exposición hace referencia a la naturaleza, magnitud y velocidad de los cambios climáticos extrínsecos y ambientales asociados que experimenta una especie (Dawson et al., 2011; Foden et al., 2013).

Como antecedente de evaluaciones de vulnerabilidad al CC de la herpetofauna nativa de Uruguay, existen tres trabajos, dos a nivel nacional (Laufer, 2012 - anfibios y reptiles; Toranza et al., 2012 - anfibios), y otro a nivel global (Foden et al., 2013 - anfibios). Todos ellos realizados hace una década y llevados adelante mediante diferentes metodologías. Adicionalmente, en los últimos años ha habido cambios taxonómicos (e.g. reportes de nuevas especies y sinonimización de otras), y se ha acumulado información sobre la historia de vida de las especies. Debido a que los impactos del CC en las especies tendrán diferentes implicancias cuando estos se evalúan a distintas escalas, resulta fundamental realizar una evaluación a escala nacional, ya que es usualmente el nivel en el que se toman las decisiones de gestión y se implementan la mayoría de las acciones de conservación (Rodríguez, 2021).

Las evaluaciones de vulnerabilidad frente al CC (CCVA, por sus siglas en inglés) surgieron en la década de 1990. Tenían su base en las disciplinas de planificación de desastres naturales, investigación sobre los

efectos del CC y la conservación de especies en peligro de extinción. Para fines de los 90's, investigadores de todo el mundo comenzaron a explorar los posibles impactos del CC sobre las especies y los ecosistemas. A partir de allí, se fueron desarrollando diversas aproximaciones para evaluar la vulnerabilidad de las especies frente al CC, en las que la elección de una frente a otra, dependerá en gran medida del objetivo del trabajo (Foden et al., 2019). Estas aproximaciones se pueden agrupar en tres, enfoques basados en rasgos, enfoques correlativos y enfoques mecanicistas, y a su vez, se pueden combinar entre ellos (Foden & Young, 2020). A continuación se describen brevemente estos tres enfoques.

Los enfoques correlativos, son aquellos que, a través del uso de modelos, tanto de nicho como de envoltura climática y de distribución de especies, describen la correlación entre la distribución de cada una de las especies focales y el clima contemporáneo (Foden et al., 2019). En general utilizan la distribución de las especies del pasado reciente (i.e. finales del siglo XX). Estos modelos se ajustan para obtener el nicho realizado de la especie para un período determinado con el fin de inferir sus requisitos climáticos y/o tolerancias ecológicas (Foden & Young, 2020; Pacifici et al., 2015). Presentan la ventaja de ser espacialmente explícitos y pueden ser aplicados a una amplia gama de taxones en diversas escalas espaciales.

Sin embargo, existen una serie de limitaciones e incertidumbres asociadas a estos modelos. Las incertidumbres de este abordaje se pueden dividir en tres grandes grupos: climáticas, algorítmicas y bióticas (Pacifici et al., 2015). En lo referido a incertidumbres climáticas (que aplican a los tres enfoques), pueden surgir de modelos de circulación general, dado que se utilizan diferentes parámetros y estructuras de modelos con el fin de simular sistemas climáticos futuros y, por lo tanto, pueden producir resultados diferentes independientemente de las emisiones de gases de efecto invernadero que se hayan tenido en cuenta (Bagchi et al., 2013). La incertidumbre a causa de los algoritmos se produce debido a las diferencias en los métodos y modelos utilizados para predecir la distribución de las especies, y a causa de la selección de predictores del modelo, dado que se ha observado una gran variabilidad tanto en los resultados como en el rendimiento del modelo (Heikkinen et al., 2006). En cuanto a las bióticas, se dan cuando las asunciones sobre la biología de las especies son inapropiadas: 1) se asume que la distribución de las especies está en equilibrio con los climas circundantes y que estas relaciones persistirán en el futuro (Harrison et al., 2006); y 2) se desconoce cuánto del nicho fundamental de una especie está representado por su nicho actualmente realizado, que se sabe está determinado por factores bióticos y abióticos, geográficos, históricos y antropogénicos (Guisan &

Thuiller, 2005). Como una gran limitación de los modelos correlativos, está el número relativamente elevado de puntos de ocurrencia requeridos para realizar el ajuste que, a en ocasiones, impide su uso para evaluaciones de especies poco comunes (Boitani et al., 2011).

Por otro lado, los enfoques mecanicistas o basados en procesos, utilizan modelos de simulación para cuantificar los impactos del CC, incorporando explícitamente procesos, umbrales e interacciones conocidas de cada taxón (Morin & Thuiller, 2009; Pacifici et al., 2015). Se pueden dividir en dos grupos principales, los modelos de nicho mecanicista y los demográficos. Los primeros proyectan la distribución futura de las especies utilizando estimaciones de sus tolerancias fisiológicas, derivadas de observaciones de campo o laboratorio, y en menor frecuencia de ecuaciones de equilibrio energético, para calcular los parámetros del nicho. Los modelos demográficos predicen cambios en la abundancia, generalmente a partir de la simulación de los impactos del CC a nivel de individuos, subpoblaciones o especies (Foden et al., 2019). Una de las grandes limitantes para la aplicación extensiva de modelos de nicho mecanicistas radica en el hecho de que requieren datos muy precisos y que no existen para la mayoría de las especies. Entre las principales fuentes de incertidumbre de este método están los parámetros tomados para modelar (e.g. estimaciones erróneas de la abundancia de una población) y la combinación de datos recopilados a diferentes resoluciones espaciales. Además, estos modelos generalmente no toman en cuenta las amenazas no climáticas para la dispersión o las interacciones bióticas (Pearson & Dawson, 2003).

Es así que para realizar la evaluación de vulnerabilidad de los herpetos nativos de Uruguay frente al CC utilizamos el enfoque basado en rasgos (TVA, por sus siglas en inglés). Este se centra en la asociación entre rasgos de la historia de vida de las especies y los impactos del CC, para calificar o clasificar a las especies que potencialmente se verán afectadas por dicho cambio en base a su sensibilidad y capacidad adaptativa (Gardali et al., 2012; Williams et al., 2008). Usualmente, estos se combinan con evaluaciones de exposición al CC, por lo que se requieren además de datos biológicos de las especies, información sobre su distribución (Pacifici et al., 2015). Es posible estimar la exposición basados en modelos de sistema de información geográfica, otras interfaces que presentan proyecciones climáticas generales, programas estadísticos o conocimiento experto. Para obtener una categoría de vulnerabilidad de cada especie al CC, se integran los resultados de sensibilidad, capacidad adaptativa y exposición (Pacifici et al., 2015). Es de destacar que en algunos casos esta evaluación se realiza sin tener en cuenta la exposición de las especies al CC, particularmente cuando no se tiene información sobre la distribución de las mismas o cuando basta con evaluaciones simples o preliminares. En sentido estricto, los rasgos

(atributos) refieren a características de un individuo (Violle et al., 2007), pero en el contexto de los CCVA, el término se usa generalmente para referirse a un conjunto amplio de especies. Hay distintos tipos de datos relacionados a los rasgos de las especies, estos pueden ser cualitativos, categóricos o cuantitativos (Foden et al., 2019). Cuando los datos son cuantitativos, se tienen que definir umbrales para determinar las categorías de riesgo (Pacifci et al., 2015); los rasgos categóricos deben calificarse en función del riesgo. Luego, los puntajes o rangos obtenidos para cada rasgo se combinan de forma cualitativa o semicuantitativa para asignar cada especie en una categoría de vulnerabilidad (Foden et al., 2019).

Una de las limitantes de esta metodología es el no poder predecir la distribución futura de las especies, por lo que no resulta muy útil para la planificación espacial de la conservación (Foden & Young, 2020). Asimismo, la aplicación de este enfoque genera un alto grado de incertidumbre sobre las asociaciones entre rasgos de las especies y el CC, así como también vacíos de información en la disponibilidad de datos para determinados rasgos para algunas especies (Foden et al., 2013; Thomas et al., 2011). Pese a estas limitantes, presenta varias características que hacen sumamente útil su aplicación. Entre ellas se destaca que se pueden considerar muchos mecanismos de impacto del CC sobre las especies al mismo tiempo, lo que permite evaluar las respuestas individuales de estas frente al CC. Al mismo tiempo, se puede aplicar a todas las especies independientemente del tamaño del área de distribución, y no demandan información muy precisa de la distribución de las mismas. Tampoco requiere grandes conocimientos sobre modelación o estadística. Todas estas particularidades la hacen aplicable a grupos taxonómicos completos y a diferentes escalas de forma relativamente rápida. Por último, estas características la hacen muy útil para generar insumos con el objetivo de priorizar especies y desarrollar estrategias para su conservación, por lo que ha sido adoptada por muchas organizaciones de conservación y agencias de gestión ambiental (Pacifci et al., 2015).

Consulta a expertos

Esta evaluación de vulnerabilidad se llevó adelante a través de un proceso de elicitación utilizando el método Delphi. Entendimos que para realizar dicha evaluación era necesario incorporar el conocimiento de los especialistas ya que mucha de la información referida a rasgos de la historia de vida de las especies, así como a su distribución actualizada, no se encuentra disponible a través de publicaciones. Escogimos el método Delphi debido a que presenta varias ventajas para llevar a cabo un proceso

sistemático de elicitación. Este método es una técnica que se utiliza para combinar el juicio experto en análisis de riesgo o en este caso, evaluación de vulnerabilidad. Es un método de consulta estructurado, anónimo e iterativo (Mukherjee et al., 2015). La estructura del método permite un amplio rango de maniobra para adaptarse a las necesidades de la pregunta que se quiera responder, facilitando el intercambio de conocimientos (Hasson & Keeney, 2011). El que sea anónimo contribuye a minimizar varias de las presiones sociales que afectan los enfoques grupales (Mukherjee et al., 2015). Además, este método ha sido utilizado ampliamente en ecología y conservación (e.g. Hameed et al., 2013; Hess & King, 2002; O'Neill et al., 2008; Orsi et al., 2011).

El proceso de consulta a expertos se puede describir en tres grandes etapas. La primera, corresponde a la pre-elicitación; la segunda implica la elicitación en sí misma; y la tercera es considerada como post elicitación (Fig. 3). La primera de las tres etapas, consiste en la planificación de la consulta. Implica, además de definir los objetivos de la elicitación y compilar la información de contexto, identificar a un grupo de expertos, dejar claro el número de rondas, definir cuáles son los ítems que se van a quitar en las sucesivas rondas, así como aclarar cómo se va a cuantificar el grado de acuerdo (o consenso) de los expertos al final del proceso de elicitación. La segunda etapa, corresponde al proceso de elicitación propiamente dicho, en la que cada investigador (i.e. experto), contesta individualmente las preguntas. Luego se colectan y analizan las respuestas individuales. Se le proporciona a cada experto las respuestas anónimas del resto de los investigadores, así como un resumen de los resultados. Con esta información, se realiza un taller de discusión de los resultados obtenidos en la primera ronda de consultas. Después, se prepara la siguiente ronda, solamente con aquellas preguntas que explícitamente se quiera volver a preguntar (en este trabajo fueron a la segunda ronda aquellas especies que no tuvieron consenso absoluto en la primera rueda de consultas). Los expertos nuevamente responden esas preguntas a la luz de las respuestas del resto de los investigadores, así como de los resultados globales obtenidos en la primera rueda. La última etapa del proceso, consiste en la colecta de las respuestas de la última ronda (en este caso la segunda) y la integración de los resultados de todas las rondas, obteniendo de este modo los resultados finales del proceso de elicitación. Finalmente, se les proporciona a los investigadores los resultados finales obtenidos en dicho proceso (Diamond et al., 2014; Mukherjee et al., 2015).

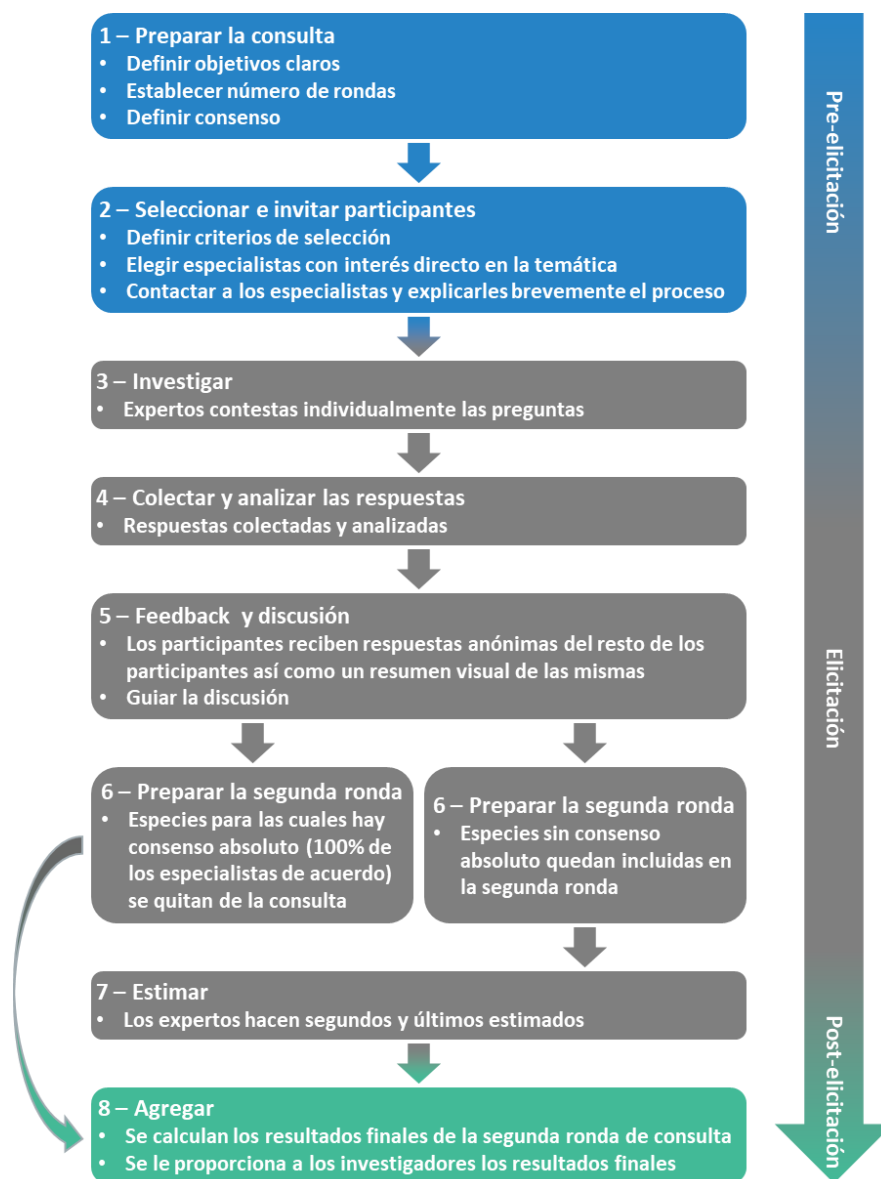


Figura 3. Diagrama de flujo de los pasos de la técnica Delphi. Modificado de Mukherjee y colaboradores (2015).

OBJETIVOS

Objetivo general

El objetivo de esta tesis es identificar las especies de anfibios y reptiles vulnerables al cambio climático en Uruguay.

Objetivos específicos

- Identificar las especies de herpetos de Uruguay sensibles, con baja capacidad adaptativa y expuestas al cambio climático.
- Identificar los atributos de las especies que le otorgan alta sensibilidad y baja adaptabilidad.
- Identificar los vacíos de información referentes a los rasgos de historia de vida de la herpetofauna.
- Analizar los resultados en el contexto de otras categorizaciones y estudios previos.

METODOLOGÍA

Región de estudio y especies

Uruguay está ubicado en la región Neotropical, en el cono sur de América del Sur (Morrone, 2015). El clima es templado con una precipitación media anual entre los 1200 y 1600 mm en un rango latitudinal de 30 - 35 °S (período estadístico 1980-2009). La temperatura media anual es de 17.7 °C, variando de 19.8 °C en el extremo noroeste a 16.6 °C en la costa atlántica sureste (MGAP-FAO, 2012). El paisaje en la mayor parte del país consiste en una llanura ondulada, con algunas áreas de colinas bajas hasta 513 m de altitud, enclavadas en una porción del bioma Pampa con influencia de las provincias biogeográficas Chaqueña y Paranaense (Morrone, 2014; MVOTMA, 2010). Uruguay tiene una línea de costa relativamente grande, de aproximadamente 670 km (Gómez-Pivel, 2016).

En este trabajo analizamos la vulnerabilidad relativa al CC de 48 especies de anfibios y 64 reptiles nativos de Uruguay, excluyendo las tortugas marinas, ya que estos organismos no se reproducen en estas latitudes. La taxonomía utilizada sigue a Frost (2021) y Uetz y colaboradores (2021) para anfibios y reptiles, respectivamente.

Marco para evaluar la vulnerabilidad al CC

Para evaluar la vulnerabilidad de las especies al CC se siguió la metodología diseñada por Foden y colaboradores (2013), la cual considera tres dimensiones del CC, sensibilidad, baja capacidad adaptativa y exposición. En este método, los taxones más vulnerables son aquellos que presentan alta sensibilidad, baja capacidad adaptativa y se encuentran real o potencialmente expuestos a los cambios predichos en

el contexto del CC (Fig. 4). Para la dimensión de sensibilidad, se utilizaron cuatro grupos de rasgos tomados de Foden y colaboradores (2013): A) Especialista de hábitat y/o requerimientos de microhábitat; B) Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida; C) Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC; y D) Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC. Para baja capacidad adaptativa, se utilizaron dos, también tomados de Foden y colaboradores (2013): A) Pobre capacidad de dispersión; y B) Pobre evolvabilidad. Finalmente, para exposición se utilizó: A) Exposición al aumento del nivel del mar; y B) Disminución del rango debido a cambios en las condiciones climáticas. El primer set de rasgos de exposición fue extraído sin modificaciones de Foden y colaboradores (2013), aunque el segundo fue definido en base a otros trabajos que plantean que con aumentos de temperatura y precipitación, es de esperarse que muchas especies sufran una contracción hacia los polos en su área de distribución (Lawler et al., 2010; Toranza et al., 2012).



Figura 4. Marco para evaluar la vulnerabilidad al CC. 1 – Especies Altamente Vulnerables: sensibles, con baja capacidad adaptativa y expuestas al CC; 2 – Potenciales Adaptables: especies sensibles y expuestas, pero altamente adaptables; 3 – Potenciales Persistentes: especies expuestas con baja capacidad adaptativa, pero no sensibles; 4 – Alto Riesgo Latente: especies sensibles con baja capacidad adaptativa pero no expuestas por el momento. Modificado de Foden y colaboradores (2013).

Grupo de rasgos para sensibilidad

A) Especialista de hábitat y/o requerimientos de microhábitat

Este set de rasgos se basa en los requerimientos de ambiente por parte de las diferentes especies. Resulta entonces probable que las especies que tienen requisitos específicos sean más sensibles a los cambios ambientales provocados por el CC, ya que tienen una gama limitada de hábitats o microhábitats disponibles. Por el contrario, las especies generalistas en términos de sus requisitos de hábitat tenderían a ser más resilientes ya que tendrán una gama más amplia de opciones de hábitats y microhábitats disponibles (Foden et al., 2013).

B) Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida

La tolerancia ambiental de las especies es un atributo relevante al momento de evaluar su susceptibilidad frente al CC. Este rasgo refiere particularmente a especies que tienen un rango estrecho de regímenes de temperatura o precipitación y, por lo tanto, podrían verse afectadas negativamente por el CC. Por ejemplo, las especies que normalmente presentan un rango térmico más amplio, tienen más resistencia a temperaturas extremas que las especies con rangos más pequeños (Jiguet et al., 2006). Usamos el tamaño del rango de distribución global y la latitud del límite norte de esa distribución de las especies como un *proxy* de la tolerancia fisiológica siguiendo a Gardali y colaboradores (2012).

C) Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC

Muchas especies dependen de señales ambientales para iniciar alguna etapa de su ciclo de vida (e.g. reproducción, migración, puesta de huevos, hibernación, metamorfosis, entre otros). Es probable que las especies que dependen de cambios en el clima y las estaciones para iniciar alguna de estas etapas se vean afectadas negativamente por el CC, por ejemplo produciendo un desequilibrio entre la migración y la fuente de alimento, como puede ocurrir en el caso de las aves (Şekercioğlu et al., 2012).

D) Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC

Las interacciones entre las especies son clave en las dinámicas de las comunidades (Mittelbach & Schemske, 2015; Thompson, 1988), y los cambios inducidos por el CC en los rangos, fenologías y abundancias relativas de las especies pueden afectar indirectamente a otras que dependen de

interacciones interespecíficas (Harley, 2013; Jeremy & Peter, 2001). Por ejemplo, los cambios en el clima pueden inducir variaciones en la partición temporal del período de reproducción, lo que lleva a un aumento de la competencia interespecífica (Ahola et al., 2007). Por lo tanto, es probable que las especies que dependen en gran medida de estas interacciones interespecíficas, tanto beneficiosas como perjudiciales, sean más sensibles al CC.

Grupo de rasgos para baja capacidad adaptativa

A) Pobre capacidad de dispersión

Tal vez la respuesta más esperada ante el cambio de las condiciones, es el desplazamiento hacia nuevas áreas con condiciones ambientales adecuadas para resistir los efectos negativos del CC (Lenoir & Svenning, 2015; Parmesan & Yohe, 2003; Root et al., 2003), pero esto no sería equiprobable para todas las especies. Es por ello que las especies con mayor capacidad de movilidad y largas distancias de dispersión podrían evitar los efectos negativos del CC. Por el contrario, las especies con poca capacidad de dispersión no lograrían dispersarse lo suficientemente rápido para mantenerse al día con los cambios ambientales y, como consecuencia, estarían en mayor riesgo de extinción (Foden et al., 2013). Además, las barreras extrínsecas podrían convertirse en un desafío incluso para especies con alta capacidad de dispersión. Las barreras pueden ser geográficas, como la elevación (e.g. especies que se encuentran solo en áreas montañosas) y ríos; o microhábitats inadecuados y modificaciones antropogénicas.

B) Pobre evolvabilidad

La evolvabilidad se puede definir como la capacidad de una población de organismos (o sistema) para generar diversidad genética adaptativa (Colegrave & Collins, 2008). El potencial del cambio genético de las especies puede determinar si la adaptación está llegando a la velocidad necesaria para mantenerse al día con el CC. Las especies con tiempos de generación cortos tienen el potencial de evolucionar rápidamente, y poder potencialmente acoplarse al día con los cambios climáticos (Hoffmann & Sgrò, 2011). Por lo tanto, las especies con ciclos de vida prolongados, como los animales de mayores tamaños corporales, pueden no mantenerse al día con los cambios ambientales inducidos por el CC.

Grupo de rasgos para exposición

A) Exposición al aumento del nivel del mar

Para la costa de Uruguay se proyectan aumentos en el nivel del mar debido al CC (Nagy et al., 2016). Es probable que las especies que se encuentran exclusivamente en hábitats costeros se vean afectadas negativamente como consecuencia de un aumento del nivel del mar inducido por el CC (de Oliveira et al., 2016; Foden et al., 2013). Los hábitats costeros que se tuvieron en cuenta en este trabajo fueron: marismas intermareales, lagos y lagunas costeras de agua dulce, salobres o salinas, cuevas costeras, costas intermareales (incluyendo rocas, playas, charcos, humedales costeros y pozos formados por la marea) y dunas costeras.

B) Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas

Debido a que Uruguay se encuentra en una zona de transición biogeográfica, con un aumento previsto tanto en la temperatura como en las precipitaciones, es de esperarse que muchas de sus especies sufran una contracción hacia los polos en su área de distribución (Lawler et al., 2010; Toranza et al., 2012). Para evaluar el área de distribución de las especies expuestas al CC en el futuro cercano (i.e. 2050), se utilizó el rango latitudinal de las especies como un *proxy*. Se consideraron expuestas aquellas especies con un rango geográfico global que tiene parte de su límite norte dentro de Uruguay (i.e. no se encuentran en latitudes inferiores a 30 °S).

Se seleccionaron rasgos pertinentes para cada uno de los grupos de rasgos durante el proceso de consulta a expertos (Tablas 1 y 2). Estos rasgos se tomaron principalmente de artículos publicados, aunque en algunos casos, se hicieron modificaciones para adaptarlos a las características de Uruguay y al conocimiento existente sobre nuestra herpetofauna. En el Anexo 1 se presenta un resumen a modo de tabla que vincula los impactos del CC sobre los anfibios y reptiles con los rasgos seleccionados (Tabla A1). Siguiendo a Foden y colaboradores (2013), cada rasgo recibió valores de "bajo", "alto" o "desconocido" para cada especie. Todas las especies que recibieron un valor "alto" en al menos uno de los rasgos considerados para una dimensión fueron calificadas como "altas" para esa dimensión. Las especies que calificaron con puntajes "altos" en las tres dimensiones se consideraron Altamente Vulnerables al CC. Por su lado, las especies sensibles y expuestas, pero altamente adaptables, se catalogaron como Potenciales Adaptables, mientras que las especies expuestas con baja capacidad adaptativa pero no sensibles se consideraron Potenciales Persistentes. Por último, las especies sensibles con baja capacidad adaptativa pero que actualmente no están expuestas fueron identificadas como de Alto Riesgo Latente (Fig. 4).

Tabla 1. Rasgos de anfibios considerados para las tres dimensiones de vulnerabilidad al CC. Se indica el grupo al que pertenece cada rasgo, se describe cada uno, se detalla su umbral respectivo, y se proporciona la bibliografía de referencia.

Grupo de rasgos	Rasgo	Descripción	Umbral	Referencias
Sensibilidad				
A. Especialista de hábitat o requerimientos de microhábitat	Especialista de hábitat	Número de hábitats de la UICN en los que ocurre la especie	Baja > 1 Alta = 1	Foden et al., 2013
	Dependencia de un microhábitat particular	Desarrollo larvario dependiente del agua dulce y ocurre exclusivamente en un hábitat no amortiguado (i.e. no en un bosque)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Foden et al., 2013
B. Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida	Tolerancia fisiológica (rango de distribución y latitud)	La especie presenta una distribución regional moderada (i.e. el límite norte de la misma es $\geq 26^\circ$ S)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Definición propia siguiendo a Gardali et al., 2012
C. Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC	Dependencia de un desencadenante ambiental	Reproductor explosivo con señal de lluvia o mayor disponibilidad de agua y con pocos eventos reproductivos por año (no en el bosque)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Foden et al., 2013
D. Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC	Incremento de interacciones negativas con otras especies	Incremento de interacción negativas con otras especies (i.e. competencia y depredación)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Foden et al., 2013
	Incremento de susceptibilidad a enfermedades	Registro de infección por <i>B. dendrobatidis</i> o probable futura infección u otro patógeno	Baja = Falso Alta = Verdadero	Foden et al., 2013
	Especialista de dieta	Dieta compuesta principalmente por hasta tres categorías de las listadas abajo ^a	Baja > 3 categorías Alta ≤ 3 categorías	Modificado de Carr. et al., 2014
Baja capacidad adaptativa				
A. Pobre capacidad de dispersión	Baja capacidad de dispersión intrínseca	La especie no se ha establecido fuera de su área de distribución natural y no está asociada a traslados por el agua que fluye, y el tamaño de su área de distribución es ≤ 4.000 km ²	Baja = Falso Alta = Verdadero	Foden et al., 2013
	Barreras extrínsecas para la dispersión	Distribución fragmentada en Uruguay debido a barreras (incluida la urbanización y/o microhábitats inadecuados), y/o ocurre solo en la zona serrana (en Uruguay)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Modificado de Foden et al., 2013
B. Pobre evolvabilidad	Baja capacidad reproductiva	Resultado reproductivo anual ≤ 50 o vivíparo	Baja = Falso Alta = Verdadero	Foden et al., 2013
Exposición				
A. Exposición al aumento del nivel del mar	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	Ocorre principalmente en hábitats costeros expuestos a inundaciones (i.e. costas del Río de la Plata, Océano Atlántico o ríos) y como máximo en otro tipo de hábitat en Uruguay	Baja = Falso Alta = Verdadero	Modificado de Foden et al., 2013
B. Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas	Rango latitudinal de la especie	La especie tiene su límite de distribución norte en Uruguay ($\geq 30^\circ$ de latitud sur)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Definición propia siguiendo a Gardali et al., 2012

a - Categorías de alimentos: arañas; garrapatas; otros ácaros; cucarachas; mantis; mariposas; polillas; escarabajos; abejas; pulgones; cigarras; pulgas; moscas; libélulas; hormigas; ciempiés; milpiés; invertebrados no artrópodos; anfibios; peces; y aves.

Tabla 2. Rasgos de reptiles considerados para las tres dimensiones de vulnerabilidad al CC. Se indica el grupo al que pertenece cada rasgo, se describe cada uno, se detalla su umbral respectivo, y se proporciona la bibliografía de referencia.

Grupo de rasgos	Rasgo	Descripción	Umbral	Referencias
Sensibilidad				
A. Especialista de hábitat o requerimientos de microhábitat	Especialista de hábitat	Número de hábitats de la UICN en los que ocurre la especie	Baja > 1 Alta = 1	Carr et al., 2014; Böhm et al., 2016
	Dependencia de un microhábitat particular	La especie depende de uno o más de los microhábitats identificados ^a	Baja = Falso Alta = Verdadero	Modificado de Carr et al., 2014; Böhm et al., 2016
B. Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida	Tolerancia fisiológica (rango de distribución y latitud)	La especie presentan una distribución regional moderada (i.e. el límite norte de la misma es ≥ 26 ° S)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Definición propia siguiendo a Gardali et al., 2012
	Tolerancia a inundaciones/anegamiento	La especie depende de un régimen de inundaciones específico (o falta de) en toda su área de distribución	Baja = Falso Alta = Verdadero	Carr et al., 2014; Böhm et al., 2016
	Género dependiente de la temperatura	Se sabe que el género de la descendencia depende de la temperatura durante la incubación	Baja = Falso Alta = Verdadero	Carr et al., 2014; Böhm et al., 2016
C. Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC	Dependencia de un desencadenante ambiental	La especie depende de un cambio en el tiempo/clima para iniciar uno o más de los siguientes: reproducción; puesta de huevos; llegada de la presa (por ejemplo, después de la fructificación del árbol); estivación (o salida de)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Carr et al., 2014; Böhm et al., 2016
D. Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC	Especialista de dieta	La dieta de la especie consiste en un número reducido de especies de una sola categoría ^b	Baja = Falso Alta = Verdadero	Carr et al., 2014; Böhm et al., 2016
	Creación/modificación de hábitat interespecífico	La especie depende de otra para modificar o crear hábitat adecuado para ella	Baja = Falso Alta = Verdadero	Carr et al., 2014
Baja capacidad adaptativa				
A. Pobre capacidad de dispersión	Baja capacidad de dispersión intrínseca	La especie no se ha establecido fuera de su área de distribución natural y no está asociada a traslados por el agua que fluye, y el tamaño de su área de distribución es ≤ 4.000 km2	Baja = Falso Alta = Verdadero	Foden et al., 2013
	Barreras extrínsecas para la dispersión	Distribución fragmentada en Uruguay debido a barreras (incluida la urbanización y/o microhábitats inadecuados), y/o ocurre solo en la zona serrana (en Uruguay)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Modificado de Foden et al., 2013
B. Pobre evolvabilidad	Baja capacidad reproductiva	Resultado reproductivo (tamaño medio de la camada x camada media por año)	Baja = 75% más alto Alta = 25% más bajo	Carr et al. 2014; Böhm et al. 2016
	Recambio genético	Duración de la generación (aquí reemplazada por longevidad como <i>proxy</i> de la duración de la generación)	Baja = 75% más corta Alta = 25% más larga	Carr et al. 2014; Böhm et al. 2016
Exposición				
A. Exposición al aumento del nivel del mar	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	Ocorre principalmente en hábitats costeros expuestos a inundaciones (i.e. costas del Río de la Plata, Océano Atlántico o ríos) y como máximo en otro tipo de hábitat en Uruguay	Baja = Falso Alta = Verdadero	Modificado de Foden et al., 2013
B. Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas	Rango latitudinal de la especie	La especie tiene su límite de distribución norte en Uruguay (≥ 30 ° de latitud sur)	Baja = Falso Alta = Verdadero	Definición propia siguiendo Gardali et al., 2012

a - Microhábitats identificados: arroyos o quebradas en la serranía uruguaya; cuerpos de agua efímeros; enredaderas; árboles caídos; madera muerta; huecos de árboles; árboles al borde del agua; bosques ribereños; hormigueros; termiteros; dunas; parches abiertos en pastizales; áreas rocosas y afloramientos; acantilados y cuevas; dependiente del agua dulce o del bosque.

b - Categorías de alimentos: hojas; frutas; semillas; néctar; un solo grupo taxonómico de artrópodos; una variedad de artrópodos; otros invertebrados; pequeños mamíferos ≤ 300 mm SVL; grandes mamíferos ≥ 300 mm SVL; aves adultas/subadultas; huevos de aves/juveniles; reptiles adultos/juveniles; huevos de reptil; anfibios adultos; larvas de anfibios; pescado de agua dulce; excrementos; y una categoría "otro" para cualquier cosa fuera de estos parámetros.

Consulta a expertos e integración de resultados

La evaluación de la vulnerabilidad basada en rasgos se implementó a través de un proceso de consulta estructurado basado en el método Delphi. La planificación de la consulta sucedió una vez que se contaba con una selección preliminar de los atributos para evaluar la vulnerabilidad de las especies al CC. El número de rondas establecido *a priori* fue de dos, previniendo el abandono de la consulta por tratarse de un proceso demasiado tedioso (Powell, 2003). A partir de ahí, se identificó a un grupo de seis expertos con vasta experiencia en temas directamente relacionados a la biología y/o ecología de las especies en cuestión, en el país o la región, los que resultaron de interés para esta evaluación. Se los contactó vía correo electrónico para invitarlos a participar del proceso de elicitación. En la invitación, se incluyó información sobre los objetivos del proyecto y el método para la evaluación de vulnerabilidad, así como una explicación del enfoque de elicitación a utilizar. Dos de los especialistas indicaron que no podrían participar del proceso, quedando entonces cuatro especialistas para anfibios y tres de esos cuatro para reptiles. Los especialistas en anfibios y reptiles fueron, el Dr. Claudio Borteiro, el investigador Carlos Prigioni y el Dr. Gabriel Laufer. Para anfibios, además participó el Dr. Diego Baldo. A estos investigadores se les envió un video que contenía una presentación sobre los objetivos del proyecto y la metodología sobre como calificar a las especies; además se les envió un pequeño documento con información para esclarecer posibles dudas acerca de la metodología a utilizar.

Luego, se realizó un taller de forma virtual, y no presencial como se pretendía, debido a las medidas tomadas a nivel nacional e internacional a causa del COVID-19. En el taller se evacuaron dudas respecto al objetivo de este trabajo y al proceso de elicitación, se terminaron de definir en conjunto los rasgos que se habían seleccionado previamente, y se mostraron ejemplos de cómo calificar a las especies respecto a esos atributos seleccionados.

Las evaluaciones de vulnerabilidad al CC basadas en rasgos podrían estar sesgadas por la falta de datos disponibles para algunos de los rasgos seleccionados, particularmente en taxones del sur de América del

Sur (Neves et al., 2020; Oliveira et al., 2017; Winter et al., 2016). Además, la arbitrariedad de algunos umbrales utilizados para establecer los puntajes puede ser problemática (Foden et al., 2019; Pacifici et al., 2015). Durante el taller, además de terminar de seleccionar los atributos a utilizar, se definieron los umbrales de la manera más clara y objetiva posible. Para anfibios, se analizaron siete rasgos para la dimensión de sensibilidad, tres rasgos para baja capacidad adaptativa y dos rasgos para exposición (Tabla 1; Anexo 2, Tabla A2.1). Para los reptiles, se seleccionaron ocho rasgos para sensibilidad, cuatro rasgos para baja capacidad adaptativa y dos rasgos para exposición (Tabla 2; Anexo 2, Tabla A2.2). Todos los rasgos que se seleccionaron fueron aquellos ampliamente utilizados en evaluaciones de vulnerabilidad al CC para herpetos y que tenían relevancia a nivel nacional según los especialistas. Asimismo, se modificaron otros ajustándolos a la escala local, y se definieron nuevos rasgos en base a las predicciones para Uruguay de cambios de temperatura y precipitación a causa del CC.

Una vez culminado dicho taller, se les envió por correo electrónico a cada uno de los expertos una planilla Excel conteniendo los atributos y la lista de especies a ser evaluada, lo que corresponde a la primera ronda del proceso de elicitación. Además de la planilla, se les envió una guía de cómo completarla para reforzar lo que se había tratado en el taller y evitar diferencias en cuanto a la asignación de valores a cada rasgo para cada especie.

Cada experto realizó una ronda individual inicial de evaluación, en la que asignó a cada especie puntajes “bajo”, “alto” o “desconocido” para todos los rasgos, según la literatura publicada y “gris”, y su propio conocimiento de campo. En aquellos casos de falta de información y que estaba justificado, los expertos asignaron valores mediante la inferencia con especies similares (e.g. congéneres). La categoría “desconocido” se utilizó cuando no se sentían seguros con la fuente de datos disponible para respaldar una asignación de rasgo, evitando así resultados con alta incertidumbre.

Una vez culminada la primera ronda de consulta anónima se procedió a coleccionar y analizar las respuestas, depurando errores, y agregando los resultados; generando tablas y gráficos que resumieron los resultados generados en esa etapa (i.e. especies que obtuvieron 100% de consenso como vulnerables, 100% no vulnerables y cuales obtuvieron disenso; porcentaje total de especies en cada una de estas tres categorías; y número de especies vulnerables por experto). Debido a que el anonimato minimiza las presiones sociales de los enfoques grupales, pero plantea el riesgo de falta de responsabilidad en las respuestas (Mukherjee et al., 2015), se realizó un taller de discusión cara a cara después de que se recuperaron las respuestas anónimas como es sugerido en la literatura (Hutchings &

Raine, 2006). Los resultados obtenidos a partir de la primera consulta fueron presentados en un segundo taller virtual, donde además se aclararon dudas puntuales sobre algunos rasgos, y se sugirió incorporar a la evaluación una especie de reptil recientemente descripta, *Liolaemus gardeli*.

Para la segunda ronda de consultas solamente se trabajó con aquellas especies para las cuales no hubo consenso absoluto (i.e. no hubo acuerdo total de los expertos para un puntaje determinado). Con esto se intentó centrarse en las especies que presentaron diferencias, reduciendo así los tiempos de elicitación. Los expertos recibieron las respuestas anónimas de los otros especialistas de la primera ronda, y el mismo formato de hoja de cálculo utilizado anteriormente (con pequeñas modificaciones acordadas con ellos). A partir de las respuestas de la segunda rueda, se procedió a su análisis, obteniendo así los resultados finales. Dicho análisis consistió en la compilación de los resultados obtenidos en la primera rueda (i.e. aquellas especies con consenso absoluto), con los resultados obtenidos luego de la segunda vuelta de consultas.

El método de integración fue el siguiente, si la mayoría de los expertos estaban de acuerdo en un puntaje dado, ese puntaje fue asignado para ese rasgo para esa especie. Cuando el número de expertos que asignaban puntajes alternativos estaba empatado, los rasgos se consideraban "altos" cuando competían con cualquiera de los otros puntajes, y "bajos" cuando el puntaje alternativo era "desconocido". La matriz de valores de todos los rasgos para cada especie permitió determinar la categoría de cada dimensión (i.e. "baja" o "alta") y, por lo tanto, categorizar todas las especies en una de las cuatro categorías de vulnerabilidad al CC (Fig. 4). Para tener en cuenta la incertidumbre debida a los valores "desconocidos", se repitió el análisis tratándolas como "bajas" en un escenario optimista (resultados aquí presentados), y como "altas" en un escenario pesimista (resultados en Anexo 2, Tablas A2.3- A2.6).

Una vez obtenidos los resultados de la segunda ronda de consultas, se realizó otro taller virtual con el objetivo de compartir los resultados finales. En esta instancia se dio por cerrada la consulta a especialistas y se obtuvo la herpetofauna vulnerable al CC en Uruguay.

Por último, comparamos nuestros resultados con la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN para Uruguay (Carreira & Maneyro, 2015), y con evaluaciones previas de vulnerabilidad al CC de las especies nativas de Uruguay, tanto a nivel global (anfibios: Foden et al., 2013), como local (anfibios y reptiles: Laufer, 2012; anfibios: Toranza et al., 2012).

RESULTADOS

La evaluación dio como resultado siete anfibios (*Melanophryniscus langonei*, *M. montevidensis*, *M. sanmartini*, *Ceratophrys ornata*, *Odontophrynus maisuma*, *Nyctimantis siemersi* y *Physalaemus fernandezae*) y siete reptiles (*Phrynops williamsi*, *Anisolepis undulatus*, *Liolaemus wiegmanni*, *L. occipitalis*, *L. gardeli*, *Amphisbaena darwinii* y *A. munoai*) Altamente Vulnerables al CC, representando el 14.6% y el 10.9% de las especies evaluadas, respectivamente (Fig. 4; Tabla 3). Un anfibio (*Rhinella arenarum*) fue categorizado como Potencial Adaptable, expuesto al CC y presentando alta sensibilidad. Seis anfibios y 19 reptiles (12.5% y 29.7%, respectivamente) presentaron Alto Riesgo Latente. No hubo especies clasificadas como Potenciales Persistentes. Finalmente, 17 anfibios y 38 reptiles fueron únicamente sensibles (35.4% y 59.4%, respectivamente) (Tablas 3-5).

Tabla 3. Número y porcentaje de especies en cada una de las cuatro categorías de vulnerabilidad al CC. Los números entre paréntesis representan un escenario pesimista (i.e. tratar los "desconocidos" como "altos"). Las cruces representan dimensiones clasificadas como "altas", las líneas "bajas".

Categoría de vulnerabilidad	Sensibilidad	Baja capacidad adaptativa	Exposición	Anfibios		Reptiles	
				No.	%	No.	%
Altamente Vulnerable (1)	x	x	x	7 (7)	14.6 (14.6)	7 (7)	10.9 (10.9)
Potencial Adaptable (2)	x	-	x	1 (1)	2.1 (2.1)	0 (0)	0 (0)
Potencial Persistente (3)	-	x	x	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Alto Riesgo Latente (4)	x	x	-	6 (6)	12.5 (12.5)	19 (53)	29.7 (82.8)
Sensible (únicamente)	x	-	-	17 (34)	35.4 (70.8)	38 (4)	59.4 (6.3)
Baja capacidad adaptativa (únicamente)	-	x	-	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Expuesto (únicamente)	-	-	x	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Ninguno	-	-	-	17 (0)	35.4 (0)	0 (0)	0 (0)
Número total de especies				48	100	64	100

Tabla 4. Anfibios clasificados en las categorías de vulnerabilidad al CC en un escenario optimista de datos faltantes (i.e. tratando los “desconocidos” como “bajos”). Se indica también la categoría nacional de la UICN para cada especie (Carreira & Maneyro, 2015).

Nombre científico	Nombre común		IUCN N
	Español (Uruguay)	Inglés	
1- Altamente Vulnerable			
<i>Melanophryniscus langonei</i>	Sapito de Langone	Redbelly Toad	CR
<i>Melanophryniscus montevidensis</i>	Sapito de Darwin	Montevideo Redbelly Toad	CR
<i>Melanophryniscus sanmartini</i>	Sapito de San Martín	San Martin Redbelly Toad	NT
<i>Ceratophrys ornata</i>	Escuerzo	Ornate Horned Frog	VU
<i>Odontophrynus maisuma</i>	Escuercito	-	NT
<i>Nyctimantis siemersi</i>	Rana Motor	Red-spotted Argentina Frog	DD
<i>Physalaemus fernandezae</i>	Ranita de Fernández	Whistling Dwarf Frog	EN
2 – Potencial Adaptable			
<i>Rhinella arenarum</i>	Sapo Común	Argentine Toad	LC
4 –Alto Riesgo Latente			
<i>Chthonerpeton indistinctum</i>	Cecilia	Argentine Caecilian	LC
<i>Melanophryniscus devincenzii</i>	Sapito de Devincenzi	Rivera Redbelly Toad	EN
<i>Melanophryniscus pachyrhynchus</i>	Sapito de São Lourenço	-	EN
<i>Rhinella achavali</i>	Achavalito de las Sierras	Achaval’s Toad	NT
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	Rana de las Piedras	Rapids Frog	LC
<i>Pleurodema bibroni</i>	Ranita de Bibron	Four-eyed Frog	NT
Sensible (únicamente)			
<i>Melanophryniscus atroluteus</i>	Sapito Banderita Española	Uruguay Redbelly Toad	LC
<i>Rhinella dorbignyi</i>	Sapito de Jardín de D’Orbigny	Dorbigny's Toad	LC
<i>Rhinella fernandezae</i>	Sapito de Jardín de Fernández	Bella Vista Toad	LC
<i>Rhinella diptycha</i>	Sapo Cururú	Cope's Toad	LC
<i>Boana pulchella</i>	Ranita Trepadora	Montevideo Treefrog	LC
<i>Lysapsus limellum</i>	Rana Boyadora Chica	Uruguay Harlequin Frog	EN
<i>Pseudis minuta</i>	Rana Boyadora Grande	Lesser Swimming Frog	LC
<i>Ololygon aromothyella</i>	Ranita de las Tormentas	-	EN
<i>Scinax squalirostris</i>	Ranita Hocicuda	Striped Snouted Treefrog	LC
<i>Scinax uruguayus</i>	Ranita Uruguaya	Schmidt's Uruguay Treefrog	LC
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	Rana Monito	Southern Walking Leaf Frog	LC
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	Ranita de Cuatro Ojos	Weeping Frog	LC
<i>Physalaemus gracilis</i>	Ranita Gato	Graceful Dwarf Frog	LC
<i>Physalaemus henselii</i>	Ranita de Hensel	Hensel's Dwarf Frog	LC
<i>Physalaemus riograndensis</i>	Ranita de Rio Grande	Rio Grande Dwarf Frog	LC
<i>Leptodactylus luctator</i>	Rana común	South American Spotted Grassfrog	LC
<i>Elachistocleis bicolor</i>	Sapito oval	Two-colored Oval Frog	LC
Ninguna			

<i>Odontophrynus americanus</i>	Escuerzo Chico	Common Lesser Escuerzo	LC
<i>Dendropsophus minutus</i>	Ranita Rayada	Lesser Treefrog	EN
<i>Dendropsophus nanus</i>	Ranita Enana del Chaco	Dwarf treefrog	EN
<i>Dendropsophus sanborni</i>	Ranita Enana de Sanborn	Sanborn's Treefrog	LC
<i>Boana albopunctata</i>	Rana Punteada de Blanco	-	DD
<i>Ololygon berthae</i>	Ranita de Pintas Naranjas	Dwarf Snouted Treefrog	LC
<i>Scinax fuscovarius</i>	Ranita de Flancos Amarillos	Snouted Treefrog	LC
<i>Scinax granulatus</i>	Ranita Roncadora	-	LC
<i>Scinax nasicus</i>	Ranita de Pecho Manchado	Lesser Snouted Treefrog	EN
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Rana Perro	Barker Frog	DD
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	Macaquito	Hensel's Swamp Frog	LC
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	Rana del Chaco	-	LC
<i>Leptodactylus furnarius</i>	Rana de Campo Grande	Potter Foam Frog	CR
<i>Leptodactylus gracilis</i>	Rana Saltadora	Dumeril's Striped Frog	LC
<i>Leptodactylus latinasus</i>	Rana Piadora	Oven Frog	LC
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Rana de Bigotes	Moustached Frog	LC
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	Rana de Vientre Moteado	Pointedbelly Frog	DD

Tabla 5. Reptiles clasificados en las categorías de vulnerabilidad al CC en un escenario optimista de datos faltantes (i.e. tratando los “desconocidos” como “bajos”). Se indica también la categoría nacional de la UICN para cada especie (Carreira & Maneyro, 2015).

Nombre científico	Nombre común		IUCN N
	Español (Uruguay)	Inglés	
1- Altamente Vulnerable			
<i>Phrynops williamsi</i>	Tortuga de la Herradura	Williams' Side-necked Turtle	NT
<i>Anisolepis undulatus</i>	Lagartija de los Arboles	Wiegmann's Tree Lizard	DD
<i>Liolaemus wiegmannii</i>	Lagartija de la Arena de Weigmann	-	VU
<i>Liolaemus occipitalis</i>	Lagartija de la Arena	Skull Tree Iguana	EN
<i>Liolaemus gardeli</i>		-	NE
<i>Amphisbaena darwinii</i>	Víbora Ciega de Darwin	Darwin's Ringed Worm Lizard	LC
<i>Amphisbaena munoai</i>	Víbora Ciega Chica	Munoa Worm Lizard	LC
4 –Alto Riesgo Latente			
<i>Trachemys dorbigni</i>	Morrocoyo	D’Orbigny’s slider	LC
<i>Acanthochelys spixii</i>	Tortuga de Canaleta	Black Spine-necked Swamp Turtle	LC
<i>Hydromedusa tectifera</i>	Tortuga Cabeza de Víbora	South-American Snake-headed Turtle	LC
<i>Phrynops hilarii</i>	Campanita	Hilaire’s Toadhead Turtle	LC
<i>Caiman latirostris</i>	Yacaré	Broad-snouted caiman	LC
<i>Salvator merianae</i>	Lagarto	Argentine Black and White Tegu	LC

<i>Tropidurus catalanensis</i>	Camaleón de Cola Espinosa	-	NT
<i>Homonota uruguayensis</i>	Geko de las Piedras	Uruguay Marked Gecko	VU
<i>Amphisbaena trachura</i>	Víbora Ciega de Cola Tuberculada	-	LC
<i>Amphisbaena kingii</i>	Víbora Ciega de Cabeza en Cuña	King's Worm Lizard	LC
<i>Leposternon microcephalum</i>	Víbora Ciega de Cabeza Chica	Smallhead Worm Lizard	DD
<i>Cercosaura schreibersii</i>	Camaleón Marrón	Long-tailed little lizard	LC
<i>Ophiodes vertebralis</i>	Víbora de Cristal Común	Jointed Worm Lizard	LC
<i>Epictia munoai</i>	Viborita de dos Cabezas	Rio Grande do Sul Blind Snake	LC
<i>Liotyphlops ternetzii</i>	Víbora Ciega de Ternetz	Ternetz's Blind Snake	DD
<i>Leptophis ahaetulla</i>	Culebra Arborícola	Parrot Snake	DD
<i>Tantilla melanocephala</i>	Culebra Roja de Cabeza Negra	Neotropical Black-headed Snake	LC
<i>Atractus reticulatus</i>	Culebra Reticulada	Reticulate Ground Snake	DD
<i>Xenodon histricus</i>	Falsa Coral de Hocico Respingado	Jan's Hognose Snake	DD
Sensible (únicamente)			
<i>Stenocercus azureus</i>	Lagartija Manchada	-	NT
<i>Contomastix lacertoides</i>	Lagartija Verde de Cinco Dedos	Bibron's Whiptail	LC
<i>Teius oculatus</i>	Lagartija Verde de Cuatro Dedos	-	LC
<i>Aspronema dorsivittatum</i>	Lagartija Brillante	Paraguay Mabuya	LC
<i>Ophiodes Intermedius</i>	Víbora de Cristal Castaña	-	LC
<i>Ophiodes striatus</i>	Víbora de Cristal Verde	Striped Worm Lizard	LC
<i>Eunectes notaeus</i>	Anaconda Amarilla	Yellow Anaconda	NA
<i>Chironius bicarinatus</i>	Culebra Papapintos	Two-headed Sipo	LC
<i>Boiruna maculata</i>	Musurana	Mussurana	LC
<i>Calamodontophis paucidens</i>	Culebra Jaspeada	Tropical Forest Snake	DD
<i>Paraphimophis rusticus</i>	Musurana Marrón	Culebra	LC
<i>Helicops infrataeniatus</i>	Culebra de Agua	-	LC
<i>Erythrolamprus almadensis</i>	Culebra de Almada	Almaden Ground Snake	LC
<i>Erythrolamprus jaegeri</i>	Culebra Verde de Vientre Rojo	Jaeger's Ground Snake	LC
<i>Erythrolamprus semiaureus</i>	Culebra Parda de Agua	-	LC
<i>Erythrolamprus poecilogyrus sublineatus</i>	Culebra de Peñarol	Goldbauch-Buntnatter	LC
<i>Lygophis anomalus</i>	Culebra de Líneas Amarillas	-	LC
<i>Lygophis flavifrenatus</i>	Culebra Listada	Fronted Ground Snake	LC
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	Falsa Coral	Amazon False Coral Snake	LC
<i>Phalotris lemniscatus</i>	Culebra de Collar Blanco	Dumeril's Diadem Snake	LC
<i>Philodryas aestiva</i>	Culebra Verde Esmeralda	Brazilian Green Racer	LC
<i>Philodryas olfersii</i>	Culebra de Olfers	Lichtenstein's Green Racer	LC
<i>Pseudablabes patagoniensis</i>	Parejera	Patagonia Green Racer	LC
<i>Pseudablabes agassizii</i>	Culebra Verde Listada	Burrowing Night Snake	LC
<i>Psomophis obtusus</i>	Culebra Castaña de Vientre Rojo	Wide Ground Snake	LC
<i>Dipsas turgida</i>	Culebra Duerme-Duerme	-	LC
<i>Taeniophallus occipitalis</i>	Culebra de Pintas	-	LC

<i>Taeniophallus poecilopogon</i>	Culebra Acintada	-	VU
<i>Thamnodynastes hypoconia</i>	Culebra de la Arena	-	LC
<i>Thamnodynastes strigatus</i>	Culebra Sepia	Coastal House Snake	LC
<i>Tomodon dorsatus</i>	Falsa Crucera Parda	Pampas Snake	DD
<i>Tomodon ocellatus</i>	Falsa Crucera	Ocellated Pampas Snake	LC
<i>Xenodon dorbignyi</i>	Falsa Crucera de Hocico Respingado	South American Hognose Snake	LC
<i>Xenodon merremi</i>	Culebra Sopera	Wagler's Snake	LC
<i>Micrurus altirostris</i>	Víbora de Coral	Uruguayan coral snake	LC
<i>Bothrops alternatus</i>	Crucera	Crossed pit viper	LC
<i>Bothrops pubescens</i>	Yara	-	LC
<i>Crotalus durissus terrificus</i>	Cascabel	Cascabel Rattlesnake	EN

La mayoría de las especies (64.6% de anfibios; 100% de reptiles) fueron calificadas como altamente sensibles al CC (Tablas 6 y 7; Anexo 2, Tablas A2.1-A2.4). En el caso de los anfibios, los rasgos que más contribuyeron para esto fueron “Tolerancia fisiológica” (45.8% de las especies) y “Dependencia de un desencadenante ambiental” (45.8%). Para los reptiles fueron “Dependencia de un desencadenante ambiental” (98.4%), seguido de “Género dependiente de la temperatura” (70.3%).

La mayoría de las especies resultaron potencialmente adaptables al CC. Encontramos 13 anfibios (27.1%) y 26 reptiles (40.6%) con supuesta baja adaptabilidad. Para los anfibios, el rasgo que más contribuyó fue “Baja capacidad de dispersión intrínseca” (25% de las especies). Siete especies presentaron baja adaptabilidad debido exclusivamente a este rasgo. En cuanto a los reptiles, el rasgo que más contribuyó fue “Baja capacidad reproductiva” (21.9%). Seis especies quedaron calificadas con baja adaptabilidad exclusivamente debido a este rasgo. El segundo atributo con más especies calificadas como "altas" para los reptiles fue "Baja capacidad de dispersión intrínseca" (18.8%).

Solamente ocho anfibios (16.7%) y siete reptiles (10.9%) fueron clasificados como expuestos al CC. Para los anfibios, los dos rasgos definidos para esta dimensión “Tipos de hábitat expuestos a inundaciones por el mar” y “Rango latitudinal de la especie”, contribuyeron de igual forma (12.5% de las especies), y para los reptiles “Rango latitudinal de la especie” contribuyó mayoritariamente (7.8%) (Figs. 5 y 6; Tablas 6 y 7).

Para la mayoría de las especies y rasgos analizados, la información disponible permitió asignar puntajes para la evaluación. Sin embargo, existen algunos vacíos de información importantes. Por ejemplo, en el caso de los anfibios, el rasgo "Incremento de susceptibilidad a enfermedades" se calificó como "desconocido" para el 62.5% de las especies (Fig. 5; Tabla 6; Anexo 2, Tabla A2.1). La ausencia de

información más relevante para reptiles se dio en los atributos “Duración de la generación” (73.4% de las especies) y, en menor medida, para el rasgo “Género dependiente de la temperatura” (12.5%) (Fig. 6; Tabla 7; Anexo 2, Tabla A2.2). Haciendo foco en especies, el anfibio con más rasgos calificados como “desconocidos” fue *Pseudis minuta*, con dos, “Incremento de interacciones negativas con otras especies” e “Incremento de susceptibilidad a enfermedades”. Los reptiles que obtuvieron más atributos “desconocidos” fueron *Calamodontophis paucidens* y *Tomodon dorsatus* (tres rasgos cada uno). En el caso de *C. paucidens* los rasgos fueron “Especialista de dieta”, “Baja capacidad reproductiva” y “Recambio genético”. Con respecto a *T. dorsatus* los rasgos fueron “Dependencia de un desencadenante ambiental”, “Especialista de dieta” y “Recambio genético” (Anexo 3, Tablas A3.1 y A3.2).

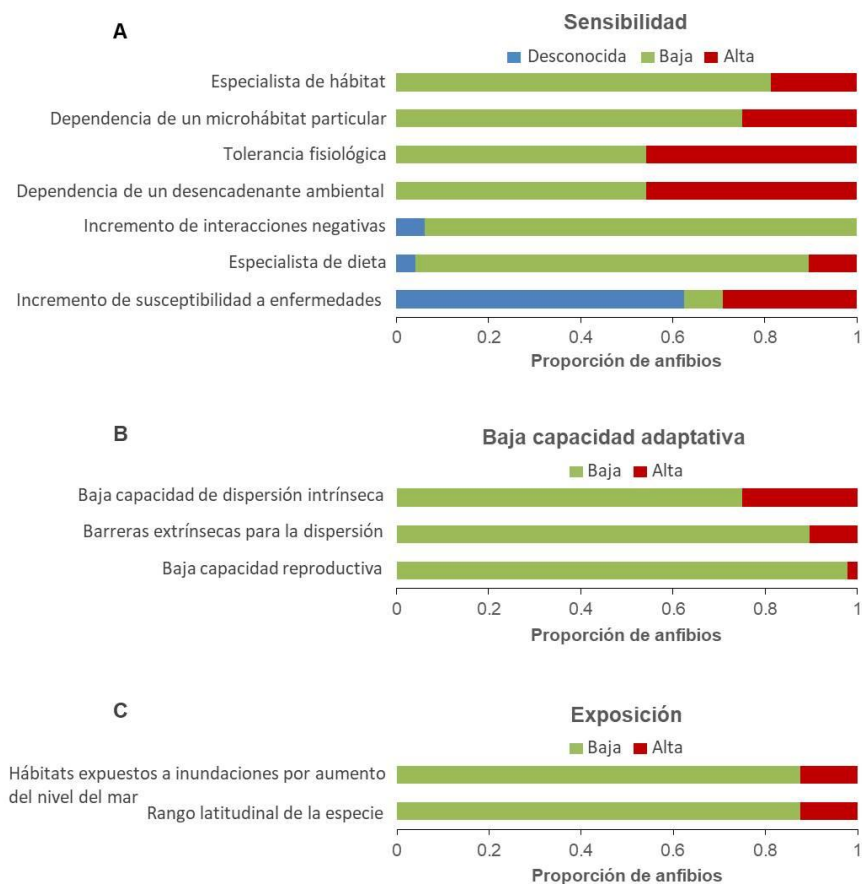


Figura 5. Proporción de anfibios con vulnerabilidad "alta", "baja" o "desconocida" para cada rasgo considerado para las tres dimensiones: A) sensibilidad, B) baja capacidad adaptativa y C) exposición.

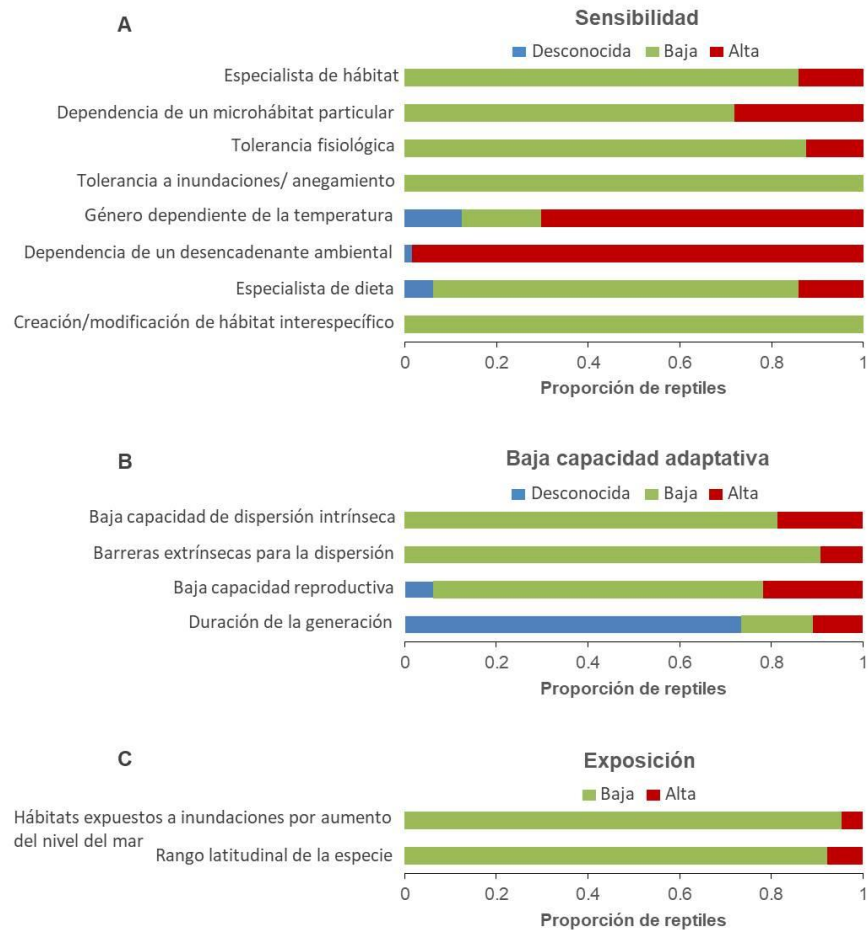


Figura 6. Proporción de reptiles con vulnerabilidad "alta", "baja" o "desconocida" para cada rasgo considerado para las tres dimensiones: A) sensibilidad, B) baja capacidad adaptativa y C) exposición.

En cuanto a los porcentajes de acuerdo entre los expertos, la sensibilidad fue la dimensión con el consenso más bajo entre las respuestas de los especialistas para los anfibios, mientras que para la exposición, el nivel de consenso fue el más alto (Tabla 6; Anexo 3, Tabla A3.1). Los rasgos con menor consenso para los anfibios fueron "Incremento de interacciones negativas con otras especies" (ninguna especie con acuerdo total), "Barreras extrínsecas para la dispersión" (2.1% de las especies) e "Incremento de susceptibilidad a enfermedades" (6.3%) (Tabla 6). La sensibilidad y la baja capacidad adaptativa presentaron similar nivel de consenso en reptiles, mientras que la exposición fue la dimensión con mayor porcentaje de consenso (Tabla 7; Anexo 3, Tabla A3.2). Los rasgos que tuvieron el menor nivel de consenso para este grupo fueron "Duración de la generación" (1.6%) y "Género dependiente de la temperatura" (3.1%, sin considerar aquellas especies para las cuales todos los expertos estuvieron de acuerdo en calificar como "desconocidas") (Tabla 7).

Tabla 6. Rasgos evaluados para anfibios. Se muestra el número de especies (y porcentaje) que tienen 100% de consenso en las respuestas de los expertos, y el número de especies (y porcentaje) calificadas como "altas", "bajas" y "desconocidas" para cada rasgo.

	Spp. con 100% de consenso		Spp. calificadas "altas"		Spp. calificadas "bajas"		Spp. calificadas "desconocidas"	
	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%
Sensibilidad	Especies calificadas como "altas": 31 (64.6%)							
Especialista de hábitat	30	62.5	9	18.8	39	81.3	0	0
Dependencia de un microhábitat particular	6	12.5	12	25.0	36	75.0	0	0
Tolerancia fisiológica	33	68.8	22	45.8	26	54.2	0	0
Dependencia de un desencadenante ambiental	9	18.8	22	45.8	26	54.2	0	0
Incremento de interacciones negativas con otras especies	0	0.0	0	0.0	45	93.8	3	6.3
Especialista de dieta	23	47.9	5	10.4	41	85.4	2	4.2
Incremento de susceptibilidad a enfermedades	3	6.3	14	29.2	4	8.3	30	62.5
Baja capacidad adaptativa	Especies calificadas como "altas": 13 (27.1%)							
Baja capacidad de dispersión intrínseca	29	60.4	12	25.0	36	75.0	0	0
Barreras extrínsecas para la dispersión	1	2.1	5	10.4	43	89.6	0	0
Baja capacidad reproductiva	44	91.7	1	2.1	47	97.9	0	0
Exposición	Especies calificadas como "altas": 8 (16.7%)							
Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	42	87.5	6	12.5	42	87.5	0	0
Rango latitudinal de la especie	42	87.5	6	12.5	42	87.5	0	0

Tabla 7. Rasgos evaluados para reptiles. Se muestra el número de especies (y porcentaje) que tienen 100% de consenso en las respuestas de los expertos, y el número de especies (y porcentaje) calificadas como "altas", "bajas" y "desconocidas" para cada rasgo. Los números de consenso entre paréntesis indican el 100% de consenso cuando se excluyen los rasgos calificados como "desconocidos" por todos los expertos.

	Spp. con 100% de consenso		Spp. calificadas "altas"		Spp. calificadas "bajas"		Spp. calificadas "desconocidas"	
	No.	%	No.	%	No.	%	No.	%
Sensibilidad	Especies calificadas como "altas": 64 (100%)							
Especialista de hábitat	46	71.9	9	14.1	55	85.9	0	0
Dependencia de un microhábitat particular	31	48.4	18	28.1	46	71.9	0	0
Tolerancia fisiológica	57	89.1	8	12.5	56	87.5	0	0
Tolerancia a inundaciones/ anegamiento	62	96.9	0	0	64	100	0	0
Género dependiente de la temperatura	9 (2)	14.1 (3.1)	45	70.3	11	17.2	8	12.5

Dependencia de un desencadenante ambiental	34	53.1	63	98.4	0	0	1	1.6
Especialista de dieta	43 (42)	67.2 (65.6)	9	14.1	51	79.7	4	6.3
Creación/modificación de hábitat interespecífico	59	92.2	0	0	64	100	0	0
Baja capacidad adaptativa	Especies calificadas como “altas”: 26 (40.6%)							
Baja capacidad de dispersión intrínseca	51	79.7	12	18.8	52	81.3	0	0
Barreras extrínsecas para la dispersión	52	81.3	6	9.4	58	90.6	0	0
Baja capacidad reproductiva	50 (49)	78.1 (76.6)	14	21.9	46	71.9	4	6.3
Duración de la generación	1	1.6	7	10.9	10	15.6	47	73.4
Exposición	Especies calificadas como “altas”: 7 (10.9%)							
Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	60	93.8	3	4.7	61	95.3	0	0
Rango latitudinal de la especie	60	93.8	5	7.8	59	92.2	0	0

En el caso de los anfibios, encontramos una asociación entre la vulnerabilidad al CC y su grado actual de amenaza. Cuatro de las siete especies (57.1%) clasificadas como Altamente Vulnerables también han sido categorizadas como amenazadas según la Lista Roja de la UICN para Uruguay. Además, ninguno de los otros anfibios calificado aquí como Altamente Vulnerables al CC es considerado en la categoría de Preocupación Menor (Fig. 7; Tabla 4). Por otro lado, esta relación no fue evidente para los reptiles, ya que solo dos de las siete especies catalogadas aquí como Altamente Vulnerables al CC (28.6%) están localmente amenazadas (Fig. 8; Tabla 5).

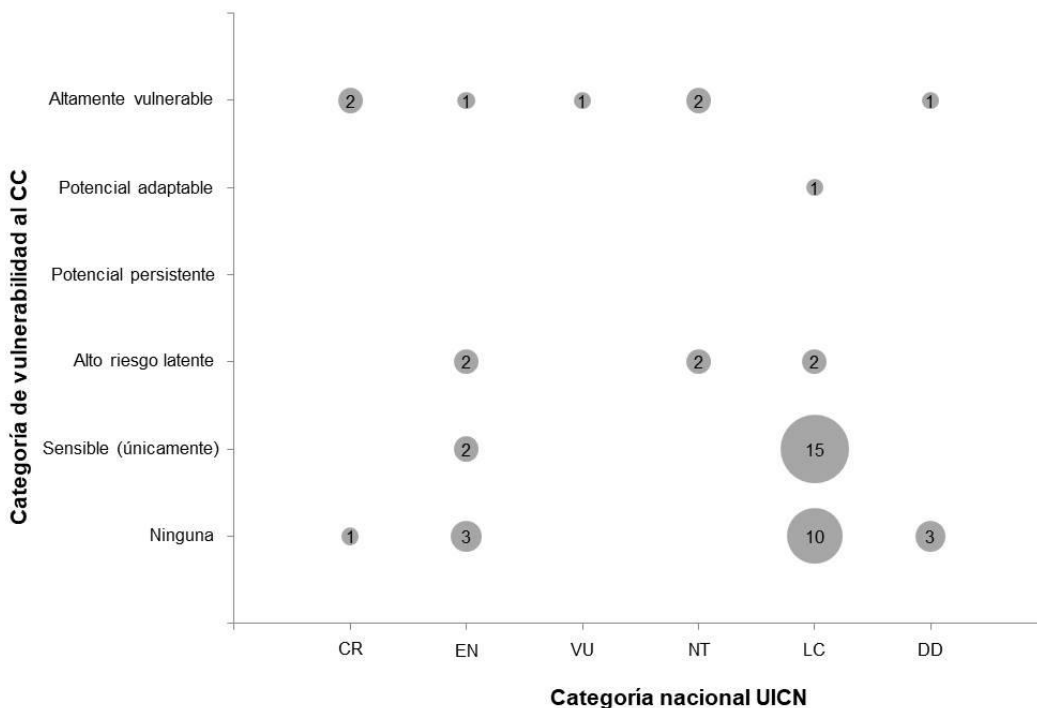


Figura 7. Categorías de vulnerabilidad de los anfibios según su estado local de amenaza en la Lista Roja de la UICN. Los números indican especies en cada combinación de vulnerabilidad al CC y estado de conservación. Categorías de la UICN N: CR - En peligro crítico; EN - En peligro; VU - Vulnerable; NT - Casi amenazado; LC - Preocupación menor; y DD - Datos insuficientes.

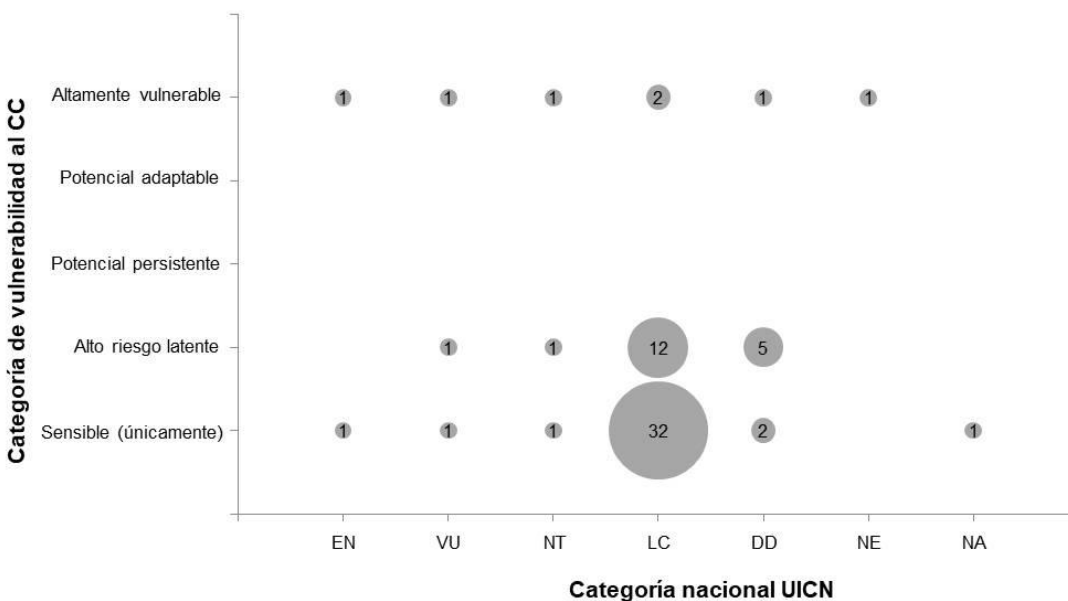


Figura 8. Categorías de vulnerabilidad de los reptiles según su estado local de amenaza en la Lista Roja de la UICN. Los números indican especies en cada combinación de vulnerabilidad al CC y estado de conservación. Categorías UICN N: EN - En peligro; VU - Vulnerable; NT - Casi amenazado; LC - Preocupación menor; DD - Datos deficientes; NE: No evaluado; y NA - No aplica.

En lo que refiere a los estudios sobre la vulnerabilidad al CC de los herpetos nativos de Uruguay, los tres estudios locales (Laufer, 2012; Toranza et al., 2012; y el presente) coinciden en la vulnerabilidad del sapito de Darwin (*M. montevidensis*, Tabla 8), contrario al estudio global llevado adelante por Foden y colaboradores (2013). En cuanto a los reptiles, únicamente la lagartija *L. wiegmannii* fue identificada como vulnerable por Laufer (2012) y el presente trabajo. En esta tesis se identificaron cuatro especies de anfibios adicionales como Altamente Vulnerables y seis especies de reptiles. (Tabla 8).

Tabla 8. Evaluaciones de vulnerabilidad al CC para la herpetofauna uruguaya. Las cruces indican especies consideradas vulnerables al CC, las líneas indican especies consideradas no vulnerables o no evaluadas; NA - No aplica.

Especies	Laufer (2012)	Toranza y colaboradores (2012)	Foden y colaboradores (2013) ¹	El presente estudio
Anfibios				
<i>Melanophryniscus atroluteus</i>	x	-	-	-
<i>Melanophryniscus devincenzii</i>	x	-	-	-
<i>Melanophryniscus langonei</i>	x	-	-	x
<i>Melanophryniscus montevidensis</i>	x	x	-	x
<i>Melanophryniscus pachyrhynchus</i>	x	-	x	-
<i>Melanophryniscus sanmartini</i>	x	-	-	x
<i>Rhinella arenarum</i>	-	x	-	-
<i>Rhinella dorbignyi</i>	-	x	x	-
<i>Ceratophrys ornata</i>	-	-	-	x
<i>Odontophrynus maisuma</i>	-	-	-	x
<i>Nyctimantis siemersi</i>	-	-	-	x
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	-	-	x	-
<i>Physalaemus fernandezae</i>	-	-	-	x
<i>Pleurodema bibroni</i>	-	x	-	-
Reptiles				
<i>Phrynosoma williamsi</i>	-	NA	NA	x
<i>Anisolepis undulatus</i>	-	NA	NA	x
<i>Liolaemus wiegmannii</i>	x	NA	NA	x
<i>Liolaemus occipitalis</i>	-	NA	NA	x

¹ Los resultados de Foden y colaboradores (2013) presentados aquí se basan en asunciones optimistas para rasgos calificados como “desconocidos”.

<i>Liolaemus gardeli</i>	-	NA	NA	x
<i>Amphisbaena darwinii</i>	-	NA	NA	x
<i>Amphisbaena munoai</i>	-	NA	NA	x

DISCUSIÓN

El presente estudio identificó catorce especies de la herpetofauna uruguaya como Altamente Vulnerables al CC. Nuestra categorización marcó que la mayoría de las especies evaluadas (64.6% de anfibios; 100% de reptiles) resultan potencialmente sensibles al CC, ya que muchas se encuentran fuertemente influenciadas por factores ambientales específicos que podrían ser alterados, según las predicciones de cambio local (Nagy et al., 2016). Este aspecto resultó aún más notorio en los reptiles, ya que las especies nativas uruguayas dependen en gran medida de ciertos cambios en las condiciones climáticas para iniciar la reproducción y/o la puesta de huevos (e.g. Balestrin & Cappellari, 2011; Verrastro & Rauber, 2013). De manera similar, casi la mitad de la fauna de anfibios locales son reproductores explosivos con una fuerte asociación al régimen de lluvias (Kolenc, 1987; Moreira et al., 2014).

Las especies de anfibios categorizadas como Altamente Vulnerables, comparten algunas características biológicas, como tener reproducción explosiva, durante escasos eventos anuales, y áreas de distribución geográfica relativamente reducidas (Alonzo et al., 2002; Baldo et al., 2014; García, 1972; IUCN, 2021; Rosset, 2008). Aquellos que dependen de las señales ambientales para iniciar su reproducción se verían significativamente más afectados por los cambios de precipitaciones asociadas al CC. La mayoría de estas especies (*Melanophryniscus langonei*, *M. montevidensis*, *M. sanmartini*, *Ceratophrys ornata*, *Odontophrynus maisuma* y *Physalaemus fernandezae*) son especialistas de hábitat en Uruguay. Las poblaciones uruguayas de *M. montevidensis*, *C. ornata*, *O. maisuma* y *Nyctimantis siemersi* parecen depender de los hábitats costeros (Natale et al., 2011; Prigioni & Garrido, 1989; Rosset, 2008). Estas ranas pueden verse severamente afectadas por un aumento en el nivel del mar, como sugieren las proyecciones para Uruguay en un futuro próximo (Nagy et al., 2016). Esto estaría asociado a la pérdida de hábitat por inundaciones, así como a la salinización de los humedales costeros, u otros sitios de reproducción (Hall et al., 2017; Lewis et al., 2021). Además, *M. langonei* y *M. sanmartini* habitan exclusivamente en serranías, y estas especies más *M. montevidensis*, *C. ornata* y *O. maisuma* también dependen de cuerpos de agua efímeros estacionales (Moreira et al., 2010; Prigioni & Garrido, 1989;

Wild, 1997) que se verían particularmente afectados por el CC (Amburgey et al., 2012). Los sapos del género *Melanophryniscus* son especies de tamaño pequeño con vagilidad limitada, y distribuciones geográficas restringidas y fragmentadas (IUCN, 2021; Zank et al., 2014). Este género es considerado altamente amenazado a escala global, con una gran proporción de sus especies categorizadas como En peligro de extinción a nivel nacional, regional o internacional (Canavero et al., 2010; Carreira & Maneyro, 2015; Garcia & Vinciprova, 2003; IUCN, 2021; Motte et al., 2019; Vaira et al., 2012). Sin embargo, algunas de estas características (e.g. distribuciones pequeñas y amenazas globales) pueden resultar de una sobreestimación de la diversidad de género. Todas estas características de la historia de vida de los anfibios los hacen susceptibles a los cambios en el clima futuro, comprometiendo, en mayor o menor grado, su persistencia en el país.

Una gran parte de los anfibios nativos Altamente Vulnerables al CC identificados en este estudio tienen su distribución geográfica restringida a las áreas del sur de Uruguay (excepto *M. langonei* y *M. sanmartini*; Baldo et al., 2012). Es importante señalar que algunos de los anfibios con distribución norte en el país, probablemente expandan sus rangos geográficos hacia el sur como consecuencia del CC (Toranza et al., 2012). Para el caso de *Dendropsophus minutus*, *Scinax nasicus*, *S. fuscovarius* y *P. riograndensis*, ya se han observado expansiones locales hacia el sur (Laufer et al., 2021b). Sin embargo, sería interesante aumentar el esfuerzo en las investigaciones de campo para contar con información actualizada y precisa sobre las distribuciones de las especies de anfibios.

La totalidad de los reptiles identificados en esta investigación como Altamente Vulnerables dependen del clima o los cambios estacionales para iniciar la reproducción o la puesta de huevos (Balestrin & Cappellari, 2011; Carreira et al., 2005; Kolenc, 1987; Verrastro & Rauber, 2013). Otros taxa son especialistas de hábitat, como por ejemplo el único representante del orden Testudines en esta categoría, *Phrynops williamsi* (Borteiro et al., 2015; Clavijo-Baquet & Magnone, 2017). De manera similar, *L. wiegmannii* y *L. occipitalis* dependen de los hábitats costeros, particularmente los microhábitats disponibles en el cordón dunar (Etheridge, 2000). Como muchas otras especies que habitan las dunas costeras, están expuestas al aumento de eventos extremos como consecuencia del CC, especialmente el aumento del nivel del mar (Jones et al., 2013). Además, las lagartijas pueden presentar determinación del sexo mediada por la temperatura durante la incubación de los huevos. Esto es particularmente importante ya que los cambios climáticos futuros podrían afectar el género de la descendencia, lo que afectará la proporción de sexos de la población (Böhm et al., 2016). Adicionalmente, ambas lagartijas costeras tienen baja capacidad adaptativa y presentan, entre otros

rasgos, baja producción reproductiva, con solo dos huevos por nidada (Rand, 1982; Verrastro & Rauber, 2013). *Liolaemus gardeli* y *Anisolepis undulatus* también dependen de los microhábitats de dunas y bosques, respectivamente (Di Bernardo & Martins, 2000; Verrastro et al., 2017). *Amphisbaena munoai* es especialista en hábitat, y depende de afloramientos rocosos en áreas serranas (Perez & Borges-Martins, 2019). Junto con *A. darwinii*, tienen baja producción reproductiva, con dos y tres huevos por nidada respectivamente (Balestrin & Cappellari, 2011). Es debido a la combinación de estos atributos, junto a la exposición futura al CC, que hace que estos reptiles presenten alta vulnerabilidad potencial al CC.

Un aspecto importante que surge del análisis de información sobre rasgos de la herpetofauna nativa, radica justamente en aquellos que resultaron “desconocidos”. Se identificaron vacíos de información importantes para la herpetofauna continental uruguaya, particularmente, con respecto a la susceptibilidad a las enfermedades. Borteiro y colaboradores (2009) reportaron la presencia del hongo quítrido *B. dendrobatidis* en anuros uruguayos silvestres nativos. La infección por este hongo ha sido documentada para varios otros anuros nativos de Uruguay (Borteiro, 2016; Borteiro et al., 2018, 2019; Laufer, 2018; Pontes et al., 2021), pero hasta la fecha no se ha logrado identificar como un agente asociado a los retrocesos poblacionales locales. A pesar de su alta prevalencia, no se documentaron disminuciones poblacionales ni extinciones locales debido a este patógeno de la piel durante las últimas dos décadas (Borteiro, 2016). Además, las poblaciones silvestres de rana toro norteamericana en Uruguay se están expandiendo y están infectadas por el hongo quítrido (Laufer et al., 2008, 2018). Esta especie exótica también compite con los anfibios nativos y los depreda (Nori et al., 2011), aunque el conocimiento local sobre este tema es aún incipiente (Gobel et al., 2019; Laufer et al., 2021a). Se ha propuesto que el CC mejorará los efectos competitivos y depredadores de las especies exóticas invasoras sobre las nativas, al mismo tiempo que aumentará la virulencia de algunas enfermedades (Rahel & Olden, 2008). Debido a estas posibles sinergias entre el CC y las especies exóticas invasoras, sería aconsejable el monitoreo de las poblaciones tanto de anfibios nativos como de rana toro en Uruguay, para obtener información del impacto de esta especie en las comunidades de anfibios nativos.

A su vez, hay un vacío de información sobre la duración de la generación. Una gran parte de las especies (73.4%) obtuvo “desconocido” para ese atributo, y solo para una especie (1.6%) hubo consenso total después de la segunda ronda de categorizaciones. Existe escasa información sobre los rasgos de la historia de vida de los reptiles uruguayos (Borteiro et al., 2009; Canavero et al., 2010; Carreira et al., 2013). Otro rasgo de la historia de la vida para el cual hay poca información es la determinación del sexo

de la descendencia dependiente de la temperatura. Particularmente este último atributo, como ya se mencionó, es clave en un contexto de CC, donde los cambios en la temperatura ambiental pueden generar un desbalance en las proporciones de los sexos en aquellas especies que presentan el sexo de la descendencia dependiente de la temperatura.

Parece notoria la idea de que debería existir una estrecha relación entre nuestra categorización y la de UICN (Akçakaya et al., 2014), ya que los criterios de esta última incorporan la vulnerabilidad al CC (IUCN, 2019). Este parece ser el caso de los anfibios, dado que más de la mitad (57.1%) de las especies clasificadas aquí como Altamente Vulnerables fueron incluidas como amenazadas en la Lista Roja de la UICN para Uruguay. Sin embargo, cuando comparamos especies consideradas amenazadas debido al CC en la Lista Roja de la UICN a nivel nacional (Carreira & Maneyro, 2015) y el presente trabajo, solo se comparten tres especies: *M. langonei*, *M. montevidensis* y *M. sanmartini*. Es importante señalar que, en la Lista Roja de la UICN, solo las especies del género *Melanophryniscus* fueron evaluadas con respecto a su vulnerabilidad al CC. Contrariamente, no encontramos una asociación clara entre el grado de amenaza y la vulnerabilidad al CC para los reptiles. Solo dos especies entre las clasificadas aquí como Altamente Vulnerables al CC (28.6%) están amenazadas según la Lista Roja de la UICN para Uruguay. Además, la Lista Roja no tiene en cuenta el CC en las evaluaciones de conservación de reptiles (Carreira & Maneyro, 2015). Por otro lado, hay especies que presentan alguna categoría de amenaza (i.e. VU, EN, CR) según la Lista Roja de la UICN (Tablas 4 y 5), pero no se clasificaron aquí como vulnerables al CC. Esto puede deberse a diferencias en la metodología de las dos evaluaciones. La Lista Roja de la UICN para anfibios y reptiles uruguayos argumenta las categorizaciones de riesgo de extinción en base a la reducción de la población y al tamaño poblacional de un taxón, subpoblaciones, número de individuos maduros, distribución geográfica representada como la extensión de presencia o área de ocupación, y análisis cuantitativo de la probabilidad de extinción. Es así que el enfoque de la Lista Roja no tiene en cuenta otros rasgos individuales de las especies, como el enfoque utilizado en el presente estudio, ni los cambios en las condiciones climáticas (a excepción del género *Melanophryniscus*). Las disparidades resaltan la importancia de enfoques metodológicos complementarios para evaluar el estado de conservación de las especies, que deben incluir los impactos del CC (Böhm et al., 2016; Foden et al., 2013).

Cuando comparamos los porcentajes de especies vulnerables al CC de este trabajo con otras evaluaciones, tanto globales como regionales o nacionales, encontramos ciertas diferencias. El porcentaje de especies locales clasificadas en la presente evaluación como Altamente Vulnerables al CC

(anfibios: 14.6%; reptiles: 10.9%), es menor que en los estudios globales previos bajo un supuesto optimista de datos “desconocidos”, para ambos anfibios (22%, Foden et al., 2013) y reptiles (22%, Böhm et al., 2016). En contraste, cuando se compara con otros estudios regionales o nacionales, nuestro porcentaje es mayor para los anfibios (10%, Carr et al., 2014) pero menor para los reptiles (21%, Carr et al., 2014; 31%, Meng et al., 2014). Si hacemos comparaciones con estudios previos que evalúan la vulnerabilidad al CC de nuestros anfibios nativos a escala local (Laufer, 2012; Toranza et al., 2012), solo *M. montevidensis* se clasifica consistentemente como vulnerable. Sin embargo, esta especie se clasificó como Potencial Adaptable (i.e. sensible y expuesta, pero adaptable) a nivel mundial (Foden et al., 2013), basándose en suposiciones optimistas para la información de rasgos faltantes. *Melanophryniscus langonei* y *M. sanmartini* se consideran vulnerables al CC en el presente estudio y también fueron identificadas como vulnerables por Laufer (2012). Además, *M. pachyrhynus*, fue clasificada como vulnerable a nivel nacional por Laufer (2012) y a nivel mundial por Foden et al. (2013). A pesar de las diferencias entre los estudios, *Melanophryniscus* aparece como un género vulnerable al CC. En cuanto a los reptiles, solo una especie (*L. wiegmanni*) compartió la clasificación de vulnerabilidad con el estudio local anterior de Laufer (2012). Esto podría deberse a variaciones metodológicas como la selección de rasgos. Sin embargo, nuestros resultados destacan la relevancia de esta evaluación para identificar nuevas especies en riesgo debido al CC, que dependen de la continua verificación de los datos de campo para una mejor toma de decisiones.

Las evaluaciones basadas en rasgos se utilizan cada vez más para clasificar la vulnerabilidad de las especies al CC, como un enfoque complementario al estado de conservación de las especies basado, por ejemplo, únicamente en la distribución geográfica (Reside et al., 2019). Sin embargo, las evaluaciones disponibles de diferentes autores no son completamente comparables, ya que las especies se clasifican con conjuntos de datos particulares, algunos umbrales de rasgos pueden ser demasiado laxos o estrictos y, en consecuencia, los resultados generales pueden ser variados y sesgados (Böhm et al., 2016; Foden et al., 2013; Pacifici et al., 2015). Por ejemplo, Carr y colaboradores (2014), Foden y colaboradores (2013), y Meng y colaboradores (2016) utilizaron para la exposición un enfoque basado en proyecciones de variables climáticas (i.e. temperatura y precipitación) con umbrales relativos y arbitrarios, mientras que en el presente trabajo se utilizó el límite norte del rango de especies como una aproximación del área que estará expuesta en el futuro cercano. Pese a que el umbral definido en nuestro estudio es arbitrario, presenta una ventaja, ya que representa medidas absolutas en lugar de relativas como los umbrales utilizados por estos autores, tanto para temperatura como para precipitación. Estos últimos, se basan en un porcentaje de las especies evaluadas (i.e. el 25% es “alta”, el restante 75% “baja”), por lo

que el número de especies categorizadas como “altas” en estos atributos, depende del número total de especies evaluadas.

Existen algunos sesgos asociados a las evaluaciones de vulnerabilidad basadas en rasgos. Uno de ellos radica justamente en el número de rasgos que se utiliza para realizar la evaluación (Hossain et al., 2019). Aquí usamos siete rasgos para anfibios y ocho para reptiles relacionados con la sensibilidad; tres y cuatro para baja capacidad adaptativa, respectivamente; y dos para exposición en cada grupo. Es así que, una posible explicación para los porcentajes dispares de especies clasificadas como "altas" en cada dimensión podría ser la diferencia en el número de rasgos utilizados (Burgman, 2016; Hossain et al., 2019). Esto debería ser considerado en futuras evaluaciones de vulnerabilidad al CC basadas en rasgos, y también podría explicar algunas de las diferencias con estudios previos en Uruguay. Laufer (2012) utilizó el enfoque basado en rasgos propuesto por Gardali y colaboradores (2012), que consiste en un índice para evaluar la vulnerabilidad de las especies al CC; mientras que el enfoque seleccionado por Toranza y colaboradores (2012) consistió en modelar hábitat adecuado en un escenario futuro de CC para especies de anfibios utilizando modelos de nicho. El marco teórico que utilizamos, siguiendo a Foden y colaboradores (2013), también introduce salvedades a considerar, especialmente en términos de recopilación de datos y definición de rasgos, ya que se trata de un enfoque desarrollado para evaluaciones globales. Los desafíos asociados con su aplicación a escala local incluyen ajustar los rasgos a la información disponible y modificar las definiciones de estos atributos para tener en cuenta las variaciones geográficas, los ecosistemas y los hábitats de las especies (e.g. la asociación de algunas de nuestras especies locales con áreas serranas de baja altitud). Dichos ajustes deberían representar mejor los procesos que ocurren a escalas más pequeñas, como los criterios utilizados en la Lista Roja de la IUCN al evaluar especies a escalas nacional, regional o mundial (IUCN, 2012). Por lo tanto, los resultados de evaluar la vulnerabilidad al CC para la misma especie a diferentes escalas pueden diferir, incluso llegando a ser opuestos, con diferentes implicancias para la conservación. Esto resulta particularmente evidente en países pequeños como Uruguay, que generalmente no cubren los rangos globales de las especies.

Esta evaluación, que utiliza un proceso de consulta a expertos, se diferencia de estudios previos (Laufer, 2012; Toranza et al., 2012). Cabe señalar que este método podría estar sesgado ya que, en algunos casos, los juicios personales pueden presentar un exceso de confianza (Moore & Healy, 2008), estar mal calibrados, o no estar basados en datos sólidos, lo que a su vez conduce a inferencias deficientes (Martin et al., 2012). Para abordar estas dificultades, realizamos un taller presencial después de la primera ronda

de consulta anónima. A su vez, se consideraron que las evaluaciones de los expertos tenían el mismo peso, aunque el conocimiento personal de los especialistas para una especie determinada está restringido por la experiencia personal del investigador (Marti et al., 2021; Montibeller & von Winterfeldt, 2018). Otro problema identificado fue la incertidumbre con respecto a los valores “desconocidos” para algunos rasgos para ciertas especies. Esto se atendió, al menos parcialmente, repitiendo el análisis tratando los “desconocidos” como “bajos” (en un escenario optimista) o “altos” (en un escenario pesimista). A pesar de estos sesgos, la consulta a expertos realizada de una forma estructurada y su posterior síntesis, resultó ser un marco sumamente útil que permitió recabar más y mejor información que si solo se hubieran utilizado datos publicados. Asimismo, este proceso promueve la sistematización de una gran cantidad de datos (Knol et al., 2009), que de otro modo no estarían disponibles. La participación de expertos en evaluaciones de conservación proporciona un medio para cerrar la brecha ampliamente reconocida entre la investigación y la implementación en las ciencias de la gestión y la conservación (Knight et al., 2008). Es así que, el uso de un marco y una terminología común, colabora con su participación futura en los procesos de formulación de políticas de conservación (Salafsky et al., 2019).

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

El CC es reconocido como una de las principales amenazas a la biodiversidad (IPBES, 2019), por lo que evaluar sus efectos potenciales a nivel de especie resulta un insumo fundamental para generar estrategias de gestión y medidas que se traduzcan en acciones concretas de conservación. En este sentido, esta tesis aborda esta problemática mediante la identificación de las especies de anfibios y reptiles nativos de Uruguay vulnerables al CC, resaltando que deben ser priorizadas cuando se diseñen estrategias para la conservación a nivel nacional.

Entre las 14 especies identificadas aquí como Altamente Vulnerables al CC en Uruguay, aquellas que ya están incluidas como amenazadas en la Lista Roja de la UICN serían de especial prioridad. Estas son *M. langonei*, *M. montevidensis*, *C. ornata*, *P. fernandezae*, *L. wiegmanni* y *L. occipitalis*. Resulta fundamental monitorear sus respuestas al CC, al mismo tiempo que se deberían diseñar estrategias y medidas para su conservación.

En esta tesis, además de las especies vulnerables, se logró identificar Potenciales Adaptables (i.e. sensibles y expuestas), de Alto Riesgo Latente (i.e. sensibles y con baja capacidad adaptativa) y aquellas

únicamente sensibles. Es de relevancia atender estas especies a la hora de planificar las estrategias de conservación, teniendo en cuenta la categoría de vulnerabilidad en la que están, y los rasgos por los cuales fueron identificadas en ellas (ver Tablas 4 y 5; Anexo 2). De este modo, las acciones para su conservación serán más direccionadas, por lo que es de esperarse que se obtengan mejores resultados.

Se evidenciaron vacíos de información en algunos rasgos de la historia de vida de los herpetos sobre los cuales sería importante focalizar las investigaciones futuras. Particularmente, se tiene muy poco conocimiento sobre la susceptibilidad de los anfibios a enfermedades, la posibilidad de interacciones negativas con otras especies, la dieta de varios herpetos, así como sobre la dependencia de la temperatura de incubación para la determinación del sexo y la capacidad reproductiva en varias especies de reptiles, además de la duración de la generación en la mayoría de los reptiles.

Este trabajo sirve como insumo para las evaluaciones nacionales de la Lista Roja de la UICN acerca del estatus de conservación de la herpetofauna uruguaya, entendiendo la importancia de incorporar el CC como una de las amenazas que impactan sobre las especies. Asimismo, sería recomendable tener en cuenta este estudio en los instrumentos de conservación nacionales, tanto para las áreas protegidas, como para otros instrumentos que puedan definirse en el futuro.

REFERENCIAS

- Ackerman, R. A., & Lott, D. B. (2004). Thermal, hydric and respiratory climate of nests. *Reptilian Incubation: Environment, Evolution and Behaviour*, 15–43.
- Adams, M. J. (2000). Pond permanence and the effects of exotic vertebrates on anurans. *Ecological Applications*, 10(2), 559–568.
- Agostini, G., Deutsch, C., & Bilenca, D. N. (2021). Differential responses of anuran assemblages to land use in agroecosystems of central Argentina. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 311, 107323. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107323>
- Ahola, M. P., Laaksonen, T., Eeva, T., & Lehikoinen, E. S. A. (2007). Climate change can alter competitive relationships between resident and migratory birds. *Journal of Animal Ecology*, 76(6), 1045–1052. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2007.01294.x>
- Akçakaya, H. R., Butchart, S. H. M., Watson, J. E. M., & Pearson, R. G. (2014). Preventing species extinctions resulting from climate change. *Nature Climate Change*, 4(12), 1048–1049. <https://doi.org/10.1038/nclimate2455>
- Alonzo, A., Calixto, G., & Mato, J. (2002). Comportamiento sexual e interacciones intraespecíficas entre machos en *Melanophryniscus montevidensis* (Anura-Bufonidae). *Memorias Del VI Congreso Nacional y IV Congreso Internacional de Profesores de Biología: Desafíos En La Enseñanza de La Biología*. Asociación de Profesores de Biología. Lavalleja, 156–163.
- Alton, L. A., & Franklin, C. E. (2017). Drivers of amphibian declines: effects of ultraviolet radiation and interactions with other environmental factors. *Climate Change Responses*, 4(1), 6. <https://doi.org/10.1186/s40665-017-0034-7>
- Amburgey, S., Funk, W. C., Murphy, M., & Muths, E. (2012). Effects of hydroperiod duration on survival, developmental rate, and size at metamorphosis in boreal chorus frog tadpoles (*Pseudacris maculata*). *Herpetologica*, 68(4), 456–467.
- Anchukaitis, K. J., & Evans, M. N. (2010). Tropical cloud forest climate variability and the demise of the Monteverde golden toad. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(11), 5036–5040. <https://doi.org/10.1073/pnas.0908572107>
- Bagchi, R., Crosby, M., Huntley, B., Hole, D. G., Butchart, S. H. M., Collingham, Y., Kalra, M., Rajkumar, J., Rahmani, A., Pandey, M., Gurung, H., Trai, L. T., Van Quang, N., & Willis, S. G. (2013). Evaluating the effectiveness of conservation site networks under climate change: accounting for uncertainty. *Global Change Biology*, 19(4), 1236–1248. <https://doi.org/10.1111/gcb.12123>
- Baldo, D., Candiotti, F. V., Haad, B., Kolenc, F., Borteiro, C., Pereyra, M. O., Zank, C., Colombo, P., Bornschein, M. R., Sisa, F. N., Brusquetti, F., Conte, C. E., Nogueira-Costa, P., Almeida-Santos, P., & Pie, M. R. (2014). Comparative morphology of pond, stream and phytotelm-dwelling tadpoles of the South American Redbelly Toads (Anura: Bufonidae: *Melanophryniscus*). *Biological Journal of the Linnean Society*, 112(3), 417–441. <https://doi.org/10.1111/bij.12296>
- Baldo, D., Cotichelli, L., Pereyra, M., Borteiro, C., Netto, F., Kolenc, F., Brusquetti, F., & Bidau, C. (2012). Cytotaxonomic survey of the genus *Melanophryniscus* Gallardo, 1961 (Anura: Bufonidae). *Journal*

- of Herpetology, 46(1): 25–32. <https://doi.org/10.1670/10-293>
- Balestrin, R. L., & Cappellari, L. H. (2011). Reproduction and feeding ecology of *Amphisbaena munoai* and *Anops kingi* (Amphisbaenia, Amphisbaenidae) in the Escudo Sul-Rio-Grandense, southern Brazil. In *Iheringia. Série Zoologia*, 101, 93–102.
- Bardier, C., Canavero, A., & Maneyro, R. (2014). Temporal and Spatial Activity Patterns of Three Species in the *Leptodactylus fuscus* Group (Amphibia, Leptodactylidae). *South American Journal of Herpetology*, 9(2), 106–113. <https://doi.org/10.2994/SAJH-D-13-00036.1>
- Belden, L. K., & Blaustein, A. R. (2002). Exposure of red-legged frog embryos to ambient UV-B radiation in the field negatively affects larval growth and development. *Oecologia*, 130(4), 551–554. <https://doi.org/10.1007/s00442-001-0843-y>
- Bergmann, C. (1847). Über die Verhältnisse der wärmeökonomie der Thiere zu ihrer Grösse. *Göttinger Studien*, 3, 595–708.
- Bickford, D. P., Sheridan, J. A., & Howard, S. D. (2011). Climate change responses: forgetting frogs, ferns and flies? *Trends in Ecology & Evolution*, 11(26), 553–554.
- Blaustein, A. R., & Belden, L. K. (2003). Amphibian defenses against ultraviolet-B radiation. *Evolution & Development*, 5(1), 89–97. <https://doi.org/10.1046/j.1525-142X.2003.03014.x>
- Böhm, M., Cook, D., Ma, H., Davidson, A. D., García, A., Tapley, B., Pearce-Kelly, P., & Carr, J. (2016). Hot and bothered: Using trait-based approaches to assess climate change vulnerability in reptiles. *Biological Conservation*, 204, 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.06.002>
- Boisvert-Marsh, L., Périé, C., & de Blois, S. (2019). Divergent responses to climate change and disturbance drive recruitment patterns underlying latitudinal shifts of tree species. *Journal of Ecology*, 107(4), 1956–1969. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13149>
- Boitani, L., Maiorano, L., Baisero, D., Falcucci, A., Visconti, P., & Rondinini, C. (2011). What spatial data do we need to develop global mammal conservation strategies? *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1578), 2623–2632. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0117>
- Boretto, G. M., Rouzaut, S., Cioccale, M., Gordillo, S., & Benitez, Y. (2018). Dinámica costera y antropización en playas uruguayas. Un análisis integrado para su conservación. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 35(3), 291–306.
- Borteiro, C., Prigioni, C., García, J. E., Tedros, M., Gutiérrez, F., & Kolenc, F. (2006). Geographic distribution and conservation status of *Caiman latirostris* (Crocodylia, Alligatoridae) in Uruguay. *Phyllomedusa: Journal of Herpetology*, 5(2), 97–108.
- Borteiro, C., Gutiérrez, F., Tedros, M., & Kolenc, F. (2008). Conservation status of *Caiman latirostris* (Crocodylia: Alligatoridae) in disturbed landscapes of northwestern Uruguay. *South American Journal of Herpetology*, 3(3), 244–250.
- Borteiro, C. (2016). *Enfermedades de la piel en anfibios de Uruguay y sureste de Brasil: nuevos diagnósticos y posibles efectos*. Universidad de la República.

- Borteiro, C., Cruz, J. C., Kolenc, F., & Aramburu, A. (2009). Chytridiomycosis in frogs from Uruguay. *Diseases of Aquatic Organisms*, 84(2), 159–162.
- Borteiro, C., Gobel, N., Kolenc, F., Laufer, G., Martínez Debat, C., & Ubilla, M. (2018). Skin-mates or neighbors? A seasonal study of amphibian chytrid and dermocystid infection in *Boana pulchella* (Anura: Hylidae). *Cuadernos de Herpetología*, 32.
- Borteiro, C., & Kolenc, F. (2007). Redescription of the tadpoles of three species of frogs from Uruguay (Amphibia: Anura: Leiuperidae and Leptodactylidae), with notes on natural history. *Zootaxa*, 1638(1), 1–20.
- Borteiro, C., Kolenc, F., & Prigioni, C. M. (2015). A new noteworthy record of *Phrynops williamsi* Rhodin & Mittermeier (Testudines, Chelidae) in Uruguay. *Cuadernos de Herpetología*, 29.
- Borteiro, C., Kolenc, F., Verdes, J. M., Martínez Debat, C., & Ubilla, M. (2019). Sensitivity of histology for the detection of the amphibian chytrid fungus *Batrachochytrium dendrobatidis*. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 31(2), 246–249.
- Both, C., Bouwhuis, S., Lessells, C. M., & Visser, M. E. (2006). Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature*, 441(7089), 81–83.
- Bradshaw, C. J. A., Brook, B. W., Delean, S., Fordham, D. A., Herrando-Pérez, S., Cassey, P., Early, R., Sekercioglu, C. H., & Araújo, M. B. (2014). Predictors of contraction and expansion of area of occupancy for British birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281(1786), 20140744. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.0744>
- Brazeiro, A., Achkar, M., Toranza, C., & Bartesaghi, L. (2020). Agricultural expansion in Uruguayan grasslands and priority areas for vertebrate and woody plant conservation. *Ecology and Society*, 25(1).
- Brugnoli, E., Masciadri, S., & Muniz, P. (2009). Base de datos de especies exóticas e invasoras en Uruguay, un instrumento para la gestión ambiental y costera. *Ecoplata*, Montevideo.
- Burgman, M. A. (2016). *Trusting judgements: how to get the best out of experts*. Cambridge University Press.
- Burraco, P., Orizaola, G., Monaghan, P., & Metcalfe, N. B. (2020). Climate change and ageing in ectotherms. *Global Change Biology*, 26(10), 5371–5381. <https://doi.org/10.1111/gcb.15305>
- Cabré, M. F., Solman, S., & Núñez, M. (2016). Regional climate change scenarios over southern South America for future climate (2080-2099) using the MM5 Model. Mean, interannual variability and uncertainties. *Atmósfera*, 29(1), 35–60.
- Canavero, A., Arim, M., & Naya Monteverde, D. E., Camargo, A., da Rosa, I., & Maneyro, R. (2008). Calling activity patterns in an anuran assemblage: the role of seasonal trends and weather determinants. *North-Western Journal of Zoology*, 4(1), 29–41.
- Canavero A., & Arim, M. (2009). Clues supporting photoperiod as the main determinant of seasonal variation in amphibian activity. *Journal of Natural History* 43(47), 2975–2984.
- Canavero, A., Carreira, S., Langone, J. A., Achaval, F., Borteiro, C., Camargo, A., da Rosa, I., Estrades, A.,

- Fallabrino, A., & Kolenc, F. (2010). Conservation status assessment of the amphibians and reptiles of Uruguay. *Iheringia. Série Zoologia*, 100(1), 5–12. <https://doi.org/10.1590/S0073-47212010000100001>
- Canavero, A., Arim, M., Pérez, F., Jaksic, F. M., & Marquet, P. A. (2018). A metabolic view of amphibian local community structure: the role of activation energy. *Ecography* 41, 388–400. <https://doi.org/10.1111/ecog.02336>
- Canavero, A., Arim, M., Pérez, F., Jaksic, F. M., & Marquet, P. A. (2019). Phenological modularity in amphibian calling behavior: geographic trends and local determinants. *Austral Ecology*, 44(8), 1451–1462. <https://doi.org/10.1111/aec.12819>
- Carreira, S., Meneghel, M., & Achaval, F. (2005). *Reptiles de Uruguay*. DI.R.A.C., Facultad de Ciencias, Universidad de la República, Montevideo.
- Carreira, S., Borteiro, C., & Estrades, A. (2013). Reptiles. In S. Alvaro, C. Clavijo, & J. A. Martínez-Lanfranco (Eds.), *Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares* (pp. 129–147). SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/MEC.
- Carreira, S., Brazeiro, A., Camargo, A., da Rosa, I., Canavero, A., & Maneyro, M. (2012). Diversity of reptiles of Uruguay: knowledge and information gaps. *Boletín de La Sociedad Zoológica de Uruguay*, 21(1–2), 9–29.
- Carreira, S., & Maneyro, R. (2015). *Lista Roja de los Anfibios y Reptiles del Uruguay. Una evaluación del estado de conservación de la herpetofauna de Uruguay sobre la base de los criterios de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza*. MVOTMA, DINAMA.
- Carreira, S., & Maneyro, R. (2019). *Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles del Uruguay. Biología y conservación de los Anfibios y Reptiles en peligro de extinción a nivel nacional*. MVOTMA, DINAMA.
- Castiñeira, E., Fagúndez, C., da Costa, E. & Canavero, A. (2013). Composition and vegetation structure in a system of coastal dunes of the “de la Plata” River, Uruguay: a comparison with Legrand’s descriptions (1959). *Brazilian Journal of Botany*, 36(1), 9–23.
- Chandler, H. C., McLaughlin, D. L., Gorman, T. A., McGuire, K. J., Feaga, J. B., & Haas, C. A. (2017). Drying Rates of Ephemeral Wetlands: Implications for Breeding Amphibians. *Wetlands*, 37(3), 545–557. <https://doi.org/10.1007/s13157-017-0889-1>
- Chen, I. C., Hill, J. K., Ohlemüller, R., Roy, D. B., & Thomas, C. D. (2011). Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. *Science*, 333(6045), 1024–1026.
- Clavijo-Baquet, S., & Magnone, L. (2017). Daily and Seasonal Basking Behavior in Two South American Freshwater Turtles, *Trachemys dorbigni* and *Phrynops hilarii*. *Chelonian Conservation and Biology*, 16(1), 62–69. <https://doi.org/10.2744/CCB-1201.1>
- Colegrave, N., & Collins, S. (2008). Experimental evolution: experimental evolution and evolvability. *Heredity*, 100(5), 464–470. <https://doi.org/10.1038/sj.hdy.6801095>
- Corn, P. S., & Muths, E. (2002). Variable breeding phenology affects the exposure of amphibian embryos to ultraviolet radiation. *Ecology*, 83(11), 2958–2963.

- Crawford, A. J., Lips, K. R., & Bermingham, E. (2010). Epidemic disease decimates amphibian abundance, species diversity, and evolutionary history in the highlands of central Panama. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(31), 13777–13782.
- Dahlke, F. T., Politis, S. N., Butts, I. A. E., Trippel, E. A., & Peck, M. A. (2016). Fathers modify thermal reaction norms for hatching success in Atlantic cod, *Gadus morhua*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 474, 148–155.
- Daufresne, M., Lengfellner, K., & Sommer, U. (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106(31), 12788–12793. <https://doi.org/10.1073/pnas.0902080106>
- Dawson, T. P., Jackson, S. T., House, J. I., Prentice, I. C., & Mace, G. M. (2011). Beyond predictions: Biodiversity conservation in a changing climate. *Science*, 332(6025), 53–58.
- Dawson, J., Patel, F., Griffiths, R. A., & Young, R. P. (2016). Assessing the global zoo response to the amphibian crisis through 20-year trends in captive collections. *Conservation Biology*, 30(1), 82–91. <https://doi.org/10.1111/cobi.12563>
- de Oliveira, I. S., Roedder, D., & Toledo, L. F. (2016). Potential worldwide impacts of sea level rise on coastal-lowland anurans. *North-Western Journal of Zoology*, 12(1), 91–101.
- Deeming, D. Charles. (2004). Post-hatching phenotypic effects of incubation in reptiles. *Reptilian Incubation: Environment, Evolution and Behaviour*, 229–251.
- Deeming, D. C. & Ferguson, M. W. F. (1991). *Physiological effects of incubation temperature on embryonic development in reptiles and birds*. Cambridge University Press.
- Di Bernardo, M., & Martins, M. B. (2000). *Anisolepis undulatus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2000: e.T39907A10281977*. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2000.RLTS.T39907A10281977.en>
- Diamond, I. R., Grant, R. C., Feldman, B. M., Pencharz, P. B., Ling, S. C., Moore, A. M., & Wales, P. W. (2014). Defining consensus: A systematic review recommends methodologic criteria for reporting of Delphi studies. *Journal of Clinical Epidemiology*, 67(4), 401–409. <https://doi.org/10.1016/j.jclinepi.2013.12.002>
- Diamond, S. E. (2018). Contemporary climate-driven range shifts: Putting evolution back on the table. *Functional Ecology*, 32(7), 1652–1665. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13095>
- Donnelly, M. A., & Crump, M. L. (1998). Potential effects of climate change on two Neotropical amphibian assemblages. *Climatic change*, 39(2), 541–561. <https://doi.org/10.1023/a:1005315821841>
- dos Anjos, A. G., Solé, M., & Benchimol, M. (2021). Fire effects on anurans: What we know so far? *Forest Ecology and Management*, 495, 119338. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119338>
- Duffy, D. J., Schnitzler, C., Karpinski, L., Thomas, R., Whilde, J., Eastman, C., Yang, C., Krstic, A., Rollinson, D., Zirkelbach, B., Yetsko, K., Burkhalter, B., & Martindale, M. Q. (2018). Sea turtle fibropapilloma tumors share genomic drivers and therapeutic vulnerabilities with human cancers. *Communications Biology*, 1(1), 63. <https://doi.org/10.1038/s42003-018-0059-x>

- Elmhagen, B., Kindberg, J., Hellström, P., & Angerbjörn, A. (2015). A boreal invasion in response to climate change? Range shifts and community effects in the borderland between forest and tundra. *AMBIO*, 44(1), 39–50. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0606-8>
- Enriquez-Urzelai, U., Bernardo, N., Moreno-Rueda, G., Montori, A., & Llorente, G. (2019). Are amphibians tracking their climatic niches in response to climate warming? A test with Iberian amphibians. *Climatic Change*, 154(1), 289–301. <https://doi.org/10.1007/s10584-019-02422-9>
- Etheridge, R. (2000). A review of lizards of the *Liolaemus wiegmanni* group (Squamata, Iguania, Tropiduridae), and a history of morphological change in the sand-dwelling species. *Herpetological Monographs*, 293–352.
- Ferro, I., & Morrone, J. J. (2014). Biogeographical transition zones: a search for conceptual synthesis. *Biological Journal of the Linnean Society*, 113(1), 1–12. <https://doi.org/10.1111/bij.12333>
- Fite, K. V., Blaustein, A., Bengston, L., & Hewitt, H. E. (1998). Evidence of retinal light damage in *Rana cascadae*: a declining amphibian species. *Copeia*, 906–914.
- Foden, W. B., Butchart, S. H. M., Stuart, S. N., Vié, J. C., Akçakaya, H. R., Angulo, A., DeVantier, L. M., Gutsche, A., Turak, E., Cao, L., Donner, S. D., Katariya, V., Bernard, R., Holland, R. A., Hughes, A. F., O’Hanlon, S. E., Garnett, S. T., Şekercioğlu, Ç. H., & Mace, G. M. (2013). Identifying the World’s Most Climate Change Vulnerable Species: A Systematic Trait-Based Assessment of all Birds, Amphibians and Corals. *PLoS ONE*, 8(6). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065427>
- Foden, W. B., & Young, B. E. (2020). Directrices de la CSE de UICN para evaluar la vulnerabilidad de las especies al cambio climático. 59. UICN. <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2016.ssc-op.59.es>
- Foden, W. B., Young, B. E., Akçakaya, H. R., Garcia, R. A., Hoffmann, A. A., Stein, B. A., Thomas, C. D., Wheatley, C. J., Bickford, D., Carr, J. A., Hole, D. G., Martin, T. G., Pacifici, M., Pearce-Higgins, J. W., Platts, P. J., Visconti, P., Watson, J. E. M., & Huntley, B. (2019). Climate change vulnerability assessment of species. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 10(1), 1–36. <https://doi.org/10.1002/wcc.551>
- Frishkoff, L. O., Hadly, E. A., & Daily, G. C. (2015). Thermal niche predicts tolerance to habitat conversion in tropical amphibians and reptiles. *Global Change Biology*, 21(11), 3901–3916. <https://doi.org/10.1111/gcb.13016>
- Frost, D. R. (2021). Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.1. American Museum of Natural History, New York, USA. URL <https://amphibiansoftheworld.amnh.org>
- Garcia, P. C., & Vinciprova, G. (2003). Anfíbios. In C. Fontana, G. Bencke, & R. L. V. da F. A. no R. G. do S. Reis (Eds.), *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada no Rio Grande do Sul. Porto Alegre: EDIPUCRS*. 147–164.
- García, J. E. (1972). Ampliación de la distribución geográfica de *Ceratophrys ornata* (Bell) (Anura, Ceratophrynidae) y algunas observaciones ecológicas. *Physis*, 31(83), 656–658
- Gardali, T., Seavy, N. E., DiGaudio, R. T., & Comrack, L. A. (2012). A Climate Change Vulnerability Assessment of California’s At-Risk Birds. *PLOS ONE*, 7(3), e29507. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029507>

- Gardner, J. L., Peters, A., Kearney, M. R., Joseph, L., & Heinsohn, R. (2011). Declining body size: a third universal response to warming? *Trends in Ecology & Evolution*, 26(6), 285–291.
- Gibbs, J. P., & Breisch, A. R. (2001). Climate Warming and Calling Phenology of Frogs near Ithaca, New York, 1900–1999. *Conservation Biology*, 15(4), 1175–1178. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.0150041175.x>
- Gobel, N., Laufer, G., & Cortizas, S. (2019). Changes in aquatic communities recently invaded by a top predator: evidence of American bullfrogs in Aceguá, Uruguay. *Aquatic Sciences*, 81(1), 1–11.
- Gómez-Pivel, M. A. 2006. Geomorfología y procesos erosivos en la costa atlántica uruguaya. (pp. 35–43). En: Menafrá, R., Rodríguez-Gallego, L., Scarabino, F. y D. Conde (Eds.). Bases para la conservación y el manejo de la costa uruguaya. Vida Silvestre Uruguay, Montevideo.
- Gorman, G. C., & Licht, P. (1974). Seasonality in Ovarian Cycles among Tropical Anolis Lizards. *Ecology*, 55(2), 360–369. <https://doi.org/10.2307/1935223>
- Green, D. M., Lannoo, M. J., Lesbarrères, D., & Muths, E. (2020). Amphibian Population Declines: 30 Years of Progress in Confronting a Complex Problem. *Herpetologica*, 76(2), 97–100. <https://doi.org/10.1655/0018-0831-76.2.97>
- Grimm, N. B., Chapin III, F. S., Bierwagen, B., Gonzalez, P., Groffman, P. M., Luo, Y., Melton, F., Nadelhoffer, K., Pairis, A., Raymond, P. A., Schimel, J., & Williamson, C. E. (2013). The impacts of climate change on ecosystem structure and function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(9), 474–482. <https://doi.org/10.1890/120282>
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993–1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Gunzburger, M. S., Hughes, W. B., Barichivich, W. J., & Staiger, J. S. (2010). Hurricane storm surge and amphibian communities in coastal wetlands of northwestern Florida. *Wetlands Ecology and Management*, 18(6), 651–663.
- Hall, E. M., Brady, S. P., Mattheus, N. M., Earley, R. L., Diamond, M., & Crespi, E. J. (2017). Physiological consequences of exposure to salinized roadside ponds on wood frog larvae and adults. *Biological Conservation*, 209, 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.013>
- Hameed, S. O., Holzer, K. A., Doerr, A. N., Baty, J. H., & Schwartz, M. W. (2013). The value of a multi-faceted climate change vulnerability assessment to managing protected lands: Lessons from a case study in Point Reyes National Seashore. *Journal of Environmental Management*, 121, 37–47. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.02.034>
- Hansen, L. J., Fabacher, D. L., & Calfee, R. (2002). The role of the egg jelly coat in protecting *Hyla regilla* and *Bufo canorus* embryos from ultraviolet B radiation during development. *Environmental Science and Pollution Research*, 9(6), 412–416. <https://doi.org/10.1007/BF02987591>
- Harley, C. D. G. (2013). Linking ecomechanics and ecophysiology to interspecific interactions and community dynamics. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1297(1), 73–82. <https://doi.org/10.1111/nyas.12228>
- Harrison, P. A., Berry, P. M., Butt, N., & New, M. (2006). Modelling climate change impacts on species'

- distributions at the European scale: implications for conservation policy. *Environmental Science & Policy*, 9(2), 116–128. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2005.11.003>
- Hasson, F., & Keeney, S. (2011). Enhancing rigour in the Delphi technique research. *Technological Forecasting and Social Change*, 78(9), 1695–1704. <https://doi.org/10.1016/j.techfore.2011.04.005>
- Hatch, A. C., & Blaustein, A. R. (2003). Combined effects of UV-B radiation and nitrate fertilizer on larval amphibians. *Ecological Applications*, 13(4), 1083–1093. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)13\[1083:CEOURA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)13[1083:CEOURA]2.0.CO;2)
- Hawkes, L., Broderick, A. C., Godfrey, M., & Godley B, J. (2009). Climate change and marine turtles. *Endangered Species Research*, 7(2), 137–154. <https://www.int-res.com/abstracts/esr/v7/n2/p137-154/>
- Heikkinen, R. K., Luoto, M., Araújo, M. B., Virkkala, R., Thuiller, W., & Sykes, M. T. (2006). Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 30(6), 751–777. <https://doi.org/10.1177/0309133306071957>
- Henle, K. (1989). Ecological segregation in a subterranean reptile assemblage in arid Australia. *Amphibia-Reptilia*, 10(3), 277–295.
- Hess, G. R., & King, T. J. (2002). Planning open spaces for wildlife: I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning*, 58(1), 25–40. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00230-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00230-4)
- Hickling, R., Roy, D. B., Hill, J. K., & Thomas, C. D. (2005). A northward shift of range margins in British Odonata. *Global Change Biology*, 11(3), 502–506. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.00904.x>
- Hoffmann, A. A., & Sgrò, C. M. (2011). Climate change and evolutionary adaptation. *Nature*, 470(7335), 479–485. <https://doi.org/10.1038/nature09670>
- Hossack, B. R., & Corn, P. S. (2007). Responses of pond-breeding amphibians to wildfire: short-term patterns in occupancy and colonization. *Ecological Applications*, 17(5), 1403–1410. <https://doi.org/10.1890/06-2037.1>
- Hossain, M. A., Kujala, H., Bland, L. M., Burgman, M., & Lahoz-Monfort, J. J. (2019). Assessing the impacts of uncertainty in climate-change vulnerability assessments. *Diversity and Distributions*, 25(8), 1234–1245. <https://doi.org/10.1111/ddi.12936>
- Hutchings, A., & Raine, R. (2006). A systematic review of factors affecting the judgments produced by formal consensus development methods in health care. *Journal of Health Services Research & Policy*, 11(3), 172–179H. <https://doi.org/10.1258/135581906777641659>
- IPBES. (2019). Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. S. Díaz, J. Settele, E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (eds.). IPBES secretariat, Bonn, Germany. 56 pp. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579>

- IPCC (2007). Climate Change 2007. Synthesis Report. *Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Eds: Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.
- IPCC. (2013). Climate Change 2013. Physical Science Base. *Report of Working Group I of the Intergovernmental Group of Experts on Climate Change*.
- IPCC. (2014). Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Contribución de los Grupos de trabajo I, II y III al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Eds: R.K. Pachauri y L.A. Meyer. IPCC, Ginebra, Suiza, 157 pp.
- IPCC. (2018). IPCC Special Report 2018. *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to Eradicate Poverty*, 32. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/2/2019/05/SR15_SPM_version_report_LR.pdf
- IUCN. (2012). *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels* (Version 4). IUCN, Gland.
- IUCN. (2019). Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 14. IUCN Standards and Petitions Committee. *IUCN Red List*, 14(August), 1–60. <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf.%0ATHE>
- IUCN. (2021). *The IUCN red list of threatened species. Version 2020-3*. IUCN Gland, and Cambridge.
- Jani, A. J., & Briggs, C. J. (2014). The pathogen *Batrachochytrium dendrobatidis* disturbs the frog skin microbiome during a natural epidemic and experimental infection. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(47), E5049–E5058.
- Janzen, F. J. (1994). Climate change and temperature-dependent sex determination in reptiles. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 91(16), 7487–7490. <https://doi.org/10.1073/pnas.91.16.7487>
- Jeremy, W., F., & Peter J., M. (2001). Effects of intra- and interspecific interactions on species responses to environmental change. *Journal of Animal Ecology*, 70(1), 80–90. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2001.00478.x>
- Jiguet, F., Julliard, R., Thomas, C. D., Dehorter, O., Newson, S. E., & Couvet, D. (2006). Thermal range predicts bird population resilience to extreme high temperatures. *Ecology Letters*, 9(12), 1321–1330. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00986.x>
- Jones, K., Ariel, E., Burgess, G., & Read, M. (2016). A review of fibropapillomatosis in Green turtles (*Chelonia mydas*). *The Veterinary Journal*, 212, 48–57. <https://doi.org/10.1016/j.tvjl.2015.10.041>
- Jones, L., Garbutt, A., Hansom, J., & Stewart, A. (2013). Impacts of climate change on coastal habitats. *Marine Climate Change Impacts Partnership: Science review*, 167–179.
- Kats, L. B., Kiesecker, J. M., Chivers, D. P., & Blaustein, A. R. (2000). Effects of UV-B Radiation on Anti-predator Behavior in Three Species of Amphibians. *Ethology*, 106(10), 921–931. <https://doi.org/10.1046/j.1439-0310.2000.00608.x>

- Freidenburg, L. K., & Skelly, D. K. (2004). Microgeographical variation in thermal preference by an amphibian. *Ecology Letters*, 7(5), 369–373. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00587.x>
- Kelly, A. E., & Goulden, M. L. (2008). Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(33), 11823–11826. <https://doi.org/10.1073/pnas.0802891105>
- Kiesecker, J. M., Blaustein, A. R., & Belden, L. K. (2001). Complex causes of amphibian population declines. *Nature*, 410(6829), 681–684.
- Kilpatrick, A. M., Briggs, C. J., & Daszak, P. (2010). The ecology and impact of chytridiomycosis: an emerging disease of amphibians. *Trends in Ecology & Evolution*, 25(2), 109–118.
- Kingsolver, J. G., Diamond, S. E., & Buckley, L. B. (2013). Heat stress and the fitness consequences of climate change for terrestrial ectotherms. *Functional Ecology*, 27(6), 1415–1423. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12145>
- Knight, A. T., Cowling, R. M., Rouget, M., Balmford, A., Lombard, A. T., & Campbell, B. M. (2008). Knowing But Not Doing: Selecting Priority Conservation Areas and the Research–Implementation Gap. *Conservation Biology*, 22(3), 610–617. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00914.x>
- Knol, A. B., de Hartog, J. J., Boogaard, H., Slottje, P., van der Sluijs, J. P., Lebre, E., Cassee, F. R., Wardekker, J. A., Ayres, J. G., Borm, P. J., Brunekreef, B., Donaldson, K., Forastiere, F., Holgate, S. T., Kreyling, W. G., Nemery, B., Pekkanen, J., Stone, V., Wichmann, H.-E., & Hoek, G. (2009). Expert elicitation on ultrafine particles: likelihood of health effects and causal pathways. *Particle and Fibre Toxicology*, 6(1), 19. <https://doi.org/10.1186/1743-8977-6-19>
- Kolenc, F. (1987). Anuros del género *Melanophryniscus* en la República Oriental del Uruguay. *Aquamar, Madrid*, 5(30), 16–21.
- Kraus, F. (2009). *Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis* (Vol. 4). Springer.
- Lal, C. N., & Nadim, C. (2021). Factors responsible for global decline of reptilian population: A review. *Intern. J. Zool. Invest*, 7(2), 549–556.
- Lane, J. E., Kruuk, L. E., Charmantier, A., Murie, J. O., & Dobson, F. S. (2012). Delayed phenology and reduced fitness associated with climate change in a wild hibernator. *Nature*, 489(7417), 554–557.
- Laufer, G. (2012). Lista de especies de anfibios y reptiles de Uruguay vulnerables al cambio climático global. IIBCE, MEC. Reporte técnico, Montevideo, 22 pp.
- Laufer, G. (2018). *Invasión de rana toro y quitridiomycosis: dos amenazas a la conservación de los anfibios en Uruguay*. Universidad de la República.
- Laufer, G., Canavero, A., Núñez, D., & Maneyro, R. (2008). Bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) invasion in Uruguay. *Biological Invasions*, 10(7), 1183–1189. <https://doi.org/10.1007/s10530-007-9178-x>
- Laufer, G., Gobel, N., Borteiro, C., Soutullo, A., Martínez-Debat, C., & de Sá, R. O. (2018). Current status of American bullfrog, *Lithobates catesbeianus*, invasion in Uruguay and exploration of chytrid infection. *Biological Invasions*, 20(2), 285–291.

- Laufer, G., Gobel, N., Berazategui, M., Zarucki, M., Cortizas, S., Soutullo, A., Martínez-Debat, C., & De Sá, R. O. (2021a). American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) diet in Uruguay compared with other invasive populations in Southern South America. *North-Western Journal of Zoology*, 17(2), 196–203.
- Laufer, G., Gobel, N., Kacevas, N., Lado, I., Cortizas, S., Carabio, M., Arrieta, D., Prigioni, C., Borteiro, C., & Kolenc, F. (2021b). Updating the distribution of four Uruguayan hylids (Anura: Hylidae): recent expansions or lack of sampling effort? *Amphibian & Reptile Conservation*, 15(2), 228–237.
- Laufer, G., Vaira, M., Pereyra, L. C., & Akmentins, M. S. (2015). The use of ephemeral reproductive sites by the explosive breeding toad *Melanophryniscus rubriventris* (Anura: Bufonidae): is it a predator cue mediated behavior? *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 50(3), 175–181. <https://doi.org/10.1080/01650521.2015.1077006>
- Lawler, J. J., Shafer, S. L., Bancroft, B. A., & Blaustein, A. R. (2010). Projected Climate Impacts for the Amphibians of the Western Hemisphere. *Conservation Biology*, 24(1), 38–50. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01403.x>
- Lenoir, J., & Svenning, J. C. (2015). Climate-related range shifts – a global multidimensional synthesis and new research directions. *Ecography*, 38(1), 15–28. <https://doi.org/10.1111/ecog.00967>
- Lewis, J. L., Borrelli, J. J., Jones, D. K., & Relyea, R. A. (2021). Effects of Freshwater Salinization and Biotic Stressors on Amphibian Morphology. *Ichthyology & Herpetology*, 109(1), 157–164. <https://doi.org/10.1643/h2020070>
- Li, Y., Cohen, J. M., & Rohr, J. R. (2013). Review and synthesis of the effects of climate change on amphibians. *Integrative Zoology*, 8(2), 145–161. <https://doi.org/10.1111/1749-4877.12001>
- Lips, K. R., Brem, F., Brenes, R., Reeve, J. D., Alford, R. A., Voyles, J., Carey, C., Livo, L., Pessier, A. P., & Collins, J. P. (2006). Emerging infectious disease and the loss of biodiversity in a Neotropical amphibian community. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 103(9), 3165–3170.
- López-Luna, M. A., Hidalgo-Mihart, M. G., Aguirre-León, G., González-Ramón, M. del C., & Rangel-Mendoza, J. A. (2015). Effect of nesting environment on incubation temperature and hatching success of Morelet's crocodile (*Crocodylus moreletii*) in an urban lake of Southeastern Mexico. *Journal of Thermal Biology*, 49, 66–73.
- Losada, I. J., Reguero, B. G., Méndez, F. J., Castanedo, S., Abascal, A. J., & Mínguez, R. (2013). Long-term changes in sea-level components in Latin America and the Caribbean. *Global and Planetary Change*, 104, 34–50. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2013.02.006>
- Lustenhouwer, N., Wilschut, R. A., Williams, J. L., van der Putten, W. H., & Levine, J. M. (2018). Rapid evolution of phenology during range expansion with recent climate change. *Global Change Biology*, 24(2), e534–e544.
- Maneyro, R., & Carreira, S. (2016). Guía de anfibios del Uruguay. 2da edición. Ediciones de la fuga, 207 pp.
- Marti, D., Mazzuchi, T. A., & Cooke, R. M. (2021). Are Performance Weights Beneficial? Investigating the Random Expert Hypothesis. *Expert Judgement in Risk and Decision Analysis*, 53–82.

- Martin, T. G., Burgman, M. A., Fidler, F., Kuhnert, P. M., Low-Choy, S., McBride, M., & Mengersen, K. (2012). Eliciting Expert Knowledge in Conservation Science. *Conservation Biology*, 26(1), 29–38. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2011.01806.x>
- Martínez-Monzón, A., Blain, H. A., Cuenca-Bescós, G., & Rodríguez, M. Á. (2018). Climate and amphibian body size: a new perspective gained from the fossil record. *Ecography*, 41(8), 1307–1318.
- McDiarmid, R. W., Foster, M. S., Guyer, C., Chernoff, N., & Gibbons, J. W. (2012). *Reptile biodiversity: standard methods for inventory and monitoring*. University of California Press.
- MGAP-FAO. (2012). *Clima de cambios: Nuevos desafíos de adaptación en Uruguay. Variabilidad climática de importancia para el sector productivo*, 130 pp.
- MGAP-FAO, 2013. Clima de cambios: nuevos desafíos de adaptación en Uruguay. Autores: Bartaburu, D., Morales, H., Dieguez, F., Lizarralde, C., Quiñones, A., Pereira, M., Molina, C., Montes, E., Modernel, P., Taks, J., De Torres, F., Cobas, P., Mondelli, M., Terra, R., Cruz, G., Astigarraga, L., & Picasso, V. Resultado del Proyecto FAO TCP URU 3302, Montevideo.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mittelbach, G. G., & Schemske, D. W. (2015). Ecological and evolutionary perspectives on community assembly. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(5), 241–247.
- Montibeller, G., & von Winterfeldt, D. (2018). Individual and Group Biases in Value and Uncertainty Judgments. In L. C. Dias, A. Morton, & J. Quigley (Eds.), *Elicitation: The Science and Art of Structuring Judgement*, 377–392. Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-65052-4_15
- Moore, D. A., & Healy, P. J. (2008). The trouble with overconfidence. *Psychological Review*, 115(2), 502.
- Moreira, L., Knauth, D., & Maltchik, L. (2014). Checklist of amphibians in a rice paddy area in the Uruguayan savanna, southern Brazil. *Check List*, 10, 1014.
- Moreira, L., Machado, I. F., Garcia, T. V., & Maltchik, L. (2010). Factors influencing anuran distribution in coastal dune wetlands in southern Brazil. *Journal of Natural History*, 44(23–24), 1493–1507.
- Moreno-Rueda, G., Pleguezuelos, J. M., Pizarro, M., & Montori, A. (2012). Northward shifts of the distributions of Spanish reptiles in association with climate change. *Conservation Biology*, 26(2), 278–283.
- Morin, X., & Thuiller, W. (2009). Comparing niche- and process-based models to reduce prediction uncertainty in species range shifts under climate change. *Ecology*, 90(5), 1301–1313. <https://doi.org/10.1890/08-0134.1>
- Morrone, J. J. (2014). Biogeographical regionalisation of the neotropical region. In *Zootaxa*, 3782(1), Magnolia Press. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.3782.1.1>
- Morrone, J. J. (2015). Biogeographical regionalisation of the world: a reappraisal. *Australian Systematic Botany*, 28(3), 81–90. <https://doi.org/10.1071/SB14042>
- Morton, B. (1979). Freshwater fouling bivalves. In *Proceedings of the First International Corbicula*

Symposium, Texas Christian University Research Foundation, Fort Worth, Texas, 1–14.

- Motte, M., Zaracho, V., Caballero-Gini, A., Ferreira-Riveros, M., Nardelli, L. R., Coronel-Bejarano, D., Netto, F., Carosini, A., Rojas, V., & Bueno, D. (2019). Estado de conservación y lista roja de los anfibios del Paraguay. *Boletín Del Museo Nacional de Historia Natural Del Paraguay*, 23(1), 1–66.
- Mukherjee, N., Hugé, J., Sutherland, W. J., McNeill, J., Van Opstal, M., Dahdouh-Guebas, F., & Koedam, N. (2015). The Delphi technique in ecology and biological conservation: Applications and guidelines. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(9), 1097–1109. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12387>
- Mukul, S. A., Alamgir, M., Soheli, M. S. I., Pert, P. L., Herbohn, J., Turton, S. M., Khan, M. S. I., Munim, S. A., Reza, A. H. M. A., & Laurance, W. F. (2019). Combined effects of climate change and sea-level rise project dramatic habitat loss of the globally endangered Bengal tiger in the Bangladesh Sundarbans. *Science of The Total Environment*, 663, 830–840. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.383>
- MVOTMA. (2010). *Tercera comunicacion nacional a la conferencia de las partes en la convención marco de las Naciones Unidas sobre cambio climatico*. Eds.: Santos, L., Kasprzyk, M., Pignataro, G., & Preve, M. Proyecto URU /05/G32, Financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (FMAM) a través del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD).
- Nagl, A. M., & Hofer, R. (1997). Effects of ultraviolet radiation on early larval stages of the Alpine newt, *Triturus alpestris*, under natural and laboratory conditions. *Oecologia*, 110(4), 514–519.
- Nagy, G., Bidegain, M., de los Santos, B., & Verocai, J. E. (2015). *Climate and Sea Level Baselines for the Coastal Areas of Uruguay from 1979-2014..*
- Nagy, G., Bidegain, M., Verocai, J., & de los Santos, B. (2016). *Escenarios climaticos futuros sobre uruguay ministerio de vivienda, ordenamiento territorial y medio ambiente (MVOTMA) división de cambio climático (DCC)*.
- Natale, G. S., Alcalde, L., Herrera, R., Cajade, R., Schaefer, E. F., Marangoni, F., & Trudeau, V. L. (2011). Underwater acoustic communication in the macrophagic carnivorous larvae of *Ceratophrys ornata* (Anura: Ceratophryidae). *Acta Zoologica*, 92(1), 46–53.
- Neves, M. O., Cabral, H., Pedrozo, M., Ferreira, V. L., Moura, M. R., & Santana, D. J. (2020). Dataset of occurrences and ecological traits of amphibians from upper Paraguay river Basin, central South America. *Nature Conservation*, 41, 71–89. <https://doi.org/10.3897/natureconservation.41.54265>
- Nicholls, R. J., Hoozemans, F. M. J., & Marchand, M. (1999). Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. *Global Environmental Change*, 9, S69–S87.
- Nicotra, A., Beever, E. A., Robertson, A. L., Hofmann, G. E., & O'Leary, J. (2015). Assessing the components of adaptive capacity to improve conservation and management efforts under global change. *Conservation Biology*, 29(5), 1268–1278.
- Noble, D. W. A., Stenhouse, V., & Schwanz, L. E. (2018). Developmental temperatures and phenotypic plasticity in reptiles: A systematic review and meta-analysis. *Biological Reviews*, 93(1), 72–97.
- Nori, J., Urbina-Cardona, J. N., Loyola, R. D., Lescano, J. N., & Leynaud, G. C. (2011). Climate Change and

- American Bullfrog Invasion: What Could We Expect in South America? *PLOS ONE*, 6(10), e25718. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0025718>
- Nowakowski, A. J., DeWoody, J. A., Fagan, M. E., Willoughby, J. R., & Donnelly, M. A. (2015). Mechanistic insights into landscape genetic structure of two tropical amphibians using field-derived resistance surfaces. *Molecular Ecology*, 24(3), 580–595. <https://doi.org/10.1111/mec.13052>
- O'Neill, S. J., Osborn, T. J., Hulme, M., Lorenzoni, I., & Watkinson, A. R. (2008). Using expert knowledge to assess uncertainties in future polar bear populations under climate change. *Journal of Applied Ecology*, 45(6), 1649–1659. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01552.x>
- Oliveira, B. F., São-Pedro, V. A., Santos-Barrera, G., Penone, C., & Costa, G. C. (2017). AmphiBIO, a global database for amphibian ecological traits. *Scientific Data*, 4(1), 170123. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.123>
- Orsi, F., Geneletti, D., & Newton, A. C. (2011). Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. *Ecological Indicators*, 11(2), 337–347. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.001>
- Pacifici, M., Foden, W. B., Visconti, P., Watson, J. E. M., Butchart, S. H. M., Kovacs, K. M., Scheffers, B. R., Hole, D. G., Martin, T. G., Akçakaya, H. R., Corlett, R. T., Huntley, B., Bickford, D., Carr, J. A., Hoffmann, A. A., Midgley, G. F., Pearce-Kelly, P., Pearson, R. G., Williams, S. E., ... & Rondinini, C. (2015). Assessing species vulnerability to climate change. *Nature Climate Change*, 5(3), 215–225. <https://doi.org/10.1038/nclimate2448>
- Parmesan, C., & Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change. *Nature*, 421, 37–42.
- Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12(5), 361–371. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x>
- Pereira, H. M., Leadley, P. W., Proença, V., Alkemade, R., Scharlemann, J. P., Fernandez-Manjarrés, J. F., ... & Walpole, M. (2010). Scenarios for global biodiversity in the 21st century. *Science*, 330(6010), 1496–1501.
- Perez, R., & Borges-Martins, M. (2019). Integrative taxonomy of small worm lizards from Southern South America, with description of three new species (Amphisbaenia: Amphisbaenidae). *Zoologischer Anzeiger*, 283, 124–141.
- Perotti, M. G., & Diéguez, M. del C. (2006). Effect of UV-B exposure on eggs and embryos of patagonian anurans and evidence of photoprotection. *Chemosphere*, 65(11), 2063–2070. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.055>
- Pilliod, D. S., Bury, R. B., Hyde, E. J., Pearl, C. A., & Corn, P. S. (2003). Fire and amphibians in North America. *Forest Ecology and Management*, 178(1), 163–181. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00060-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00060-4)
- Pimentel, D., Lach, L., Zuniga, R., & Morrison, D. (2000). Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience*, 50(1), 53–65.
- Ponce-Reyes, R., Nicholson, E., Baxter, P. W. J., Fuller, R. A., & Possingham, H. (2013). Extinction risk in

- cloud forest fragments under climate change and habitat loss. *Diversity and Distributions*, 19(5–6), 518–529. <https://doi.org/10.1111/ddi.12064>
- Pontes, M. R., Bardier, C., Medina, D., Pereira, G., Lambertini, C., & Toledo, L. F. (2021). Seasonal variation of *Batrachochytrium dendrobatidis* in a threatened anuran species from Uruguay. *Diseases of Aquatic Organisms*, 145, 79–88. <https://www.int-res.com/abstracts/dao/v145/p79-88>
- Pounds, J. A. (2001). Climate and amphibian declines. *Nature*, 410(6829), 639–640. <https://doi.org/10.1038/35070683>
- Pounds, J. A., Bustamante, M. R., Coloma, L. A., Consuegra, J. A., Fogden, M. P. L., Foster, P. N., La Marca, E., Masters, K. L., Merino-Viteri, A., Puschendorf, R., Ron, S. R., Sánchez-Azofeifa, G. A., Still, C. J., & Young, B. E. (2006). Widespread amphibian extinctions from epidemic disease driven by global warming. *Nature*, 439(7073), 161–167. <https://doi.org/10.1038/nature04246>
- Pounds, J. A., & Crump, M. L. (1994). Amphibian declines and climate disturbance: the case of the golden toad and the harlequin frog. *Conservation Biology*, 8(1), 72–85.
- Pounds, J. A., Fogden, M. P. L., & Campbell, J. H. (1999). Biological response to climate change on a tropical mountain. *Nature*, 398(6728), 611–615. <https://doi.org/10.1038/19297>
- Powell, C. (2003). The Delphi technique: myths and realities. *Journal of Advanced Nursing*, 41(4), 376–382. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2648.2003.02537.x>
- Pöyry, J., Luoto, M., Heikkinen, R. K., Kuussaari, M., & Saarinen, K. (2009). Species traits explain recent range shifts of Finnish butterflies. *Global Change Biology*, 15(3), 732–743. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01789.x>
- Prigioni, C. M., & Garrido, R. R. (1989). Algunas observaciones sobre la reproducción de *Melanophryniscus stelzneri montevidensis* (Anura, Bufonidae). *Bol. Soc. Zool. Uruguay (Actas de Las II Jornadas de Zoología Del Uruguay)*, 5, 13–14.
- Purcell, K. M., Hitch, A. T., Klerks, P. L., & Leberg, P. L. (2008). Adaptation as a potential response to sea-level rise: a genetic basis for salinity tolerance in populations of a coastal marsh fish. *Evolutionary Applications*, 1(1), 155–160.
- Rahel, F., & Olden, J. (2008). Assessing the Effects of Climate Change on Aquatic Invasive Species. *Conservation Biology*, 22(3), 521–533. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2008.00950.x>
- Rand, A. S. (1982). Clutch and egg size in Brazilian iguanid lizards. *Herpetologica*, 171–178.
- Randall, C. J., & van Woesik, R. (2015). Contemporary white-band disease in Caribbean corals driven by climate change. *Nature Climate Change*, 5(4), 375–379.
- Reading, C. J., & Jofré, G. M. (2021). Declining common toad body size correlated with climate warming. *Biological Journal of the Linnean Society*, 134(3), 577–586. <https://doi.org/10.1093/biolinnean/blab101>
- Reside, A. E., Critchell, K., Crayn, D. M., Goosem, M., Goosem, S., Hoskin, C. J., Sydes, T., Vanderduys, E. P., & Pressey, R. L. (2019). Beyond the model: expert knowledge improves predictions of species' fates under climate change. *Ecological Applications*, 29(1). <https://doi.org/10.1002/eap.1824>

- Reynolds, J. D., Goodwin, N. B., & Freckleton, R. P. (2002). Evolutionary transitions in parental care and live bearing in vertebrates. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 357(1419), 269–281.
- Rios-López, N. (2008). Effects of increased salinity on tadpoles of two anurans from a Caribbean coastal wetland in relation to their natural abundance. *Amphibia-Reptilia*, 29(1), 7–18.
- Rodriguez, D., Becker, C. G., Pupin, N. C., Haddad, C. F. B., & Zamudio, K. R. (2014). Long-term endemism of two highly divergent lineages of the amphibian-killing fungus in the Atlantic Forest of Brazil. *Molecular Ecology*, 23(4), 774–787.
- Rodríguez, J. P. (2021). Reverse the Red: achieving global biodiversity targets at national level. *Oryx*, 55(1), 1–2. <https://doi.org/10.1017/S0030605320001337>
- Romansic, J. M., Waggener, A. A., Bancroft, B. A., & Blaustein, A. R. (2009). Influence of ultraviolet-B radiation on growth, prevalence of deformities, and susceptibility to predation in Cascades frog (*Rana cascadae*) larvae. *Hydrobiologia*, 624(1), 219–233. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9703-2>
- Root, T. L., Price, J. T., Hall, K. R., Schneider, S. H., Rosenzweig, C., & Pounds, J. A. (2003). Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421(6918), 57–60. <https://doi.org/10.1038/nature01333>
- Rosset, S. D. (2008). New species of *Odontophrynus* Reinhardt and Lütken 1862 (Anura: Neobatrachia) from Brazil and Uruguay. *Journal of Herpetology*, 42(1), 134–144.
- Salafsky, N., Boshoven, J., Burivalova, Z., Dubois, N. S., Gomez, A., Johnson, A., Lee, A., Margoluis, R., Morrison, J., Muir, M., Pratt, S. C., Pullin, A. S., Salzer, D., Stewart, A., Sutherland, W. J., & Wordley, C. F. R. (2019). Defining and using evidence in conservation practice. *Conservation Science and Practice*, 1(5), e27. <https://doi.org/10.1111/csp2.27>
- Seebacher, F., White, C. R., & Franklin, C. E. (2015). Physiological plasticity increases resilience of ectothermic animals to climate change. *Nature Climate Change*, 5(1), 61–66. <https://doi.org/10.1038/nclimate2457>
- Şekercioğlu, Ç. H., Primack, R. B., & Wormworth, J. (2012). The effects of climate change on tropical birds. *Biological Conservation*, 148(1), 1–18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.10.019>
- Sheridan, J. A., & Bickford, D. (2011). Shrinking body size as an ecological response to climate change. *Nature Climate Change*, 1(8), 401–406.
- Shoemaker, V., & Nagy, K. A. (1977). Osmoregulation in amphibians and reptiles. *Annual Review of Physiology*, 39(1), 449–471.
- Slavenko, A., Feldman, A., Allison, A., Bauer, A. M., Böhm, M., Chirio, L., Colli, G. R., Das, I., Doan, T. M., & LeBreton, M. (2019). Global patterns of body size evolution in squamate reptiles are not driven by climate. *Global Ecology and Biogeography*, 28(4), 471–483.
- Stewart, M. M. (1995). Climate driven population fluctuations in rain forest frogs. *Journal of Herpetology*, 437–446.

- Stuart, S., Chanson, J., Cox, N., Young, B., Rodrigues, A., Fischman, D., & Waller, R. (2004). Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science*, 306(5702), 1783–1786. <https://doi.org/10.1126/science.1103538>
- Sunday, J. M., Bates, A. E., & Dulvy, N. K. (2012). Thermal tolerance and the global redistribution of animals. *Nature Climate Change*, 2(9), 686–690. <https://doi.org/10.1038/nclimate1539>
- Telemeco, R. S., Warner, D. A., Reida, M. K., & Janzen, F. J. (2013). Extreme developmental temperatures result in morphological abnormalities in painted turtles (*Chrysemys picta*): a climate change perspective. *Integrative Zoology*, 8(2), 197–208.
- Thackeray, S. J., Henrys, P. A., Hemming, D., Bell, J. R., Botham, M. S., Burthe, S., Helaouet, P., Johns, D. G., Jones, I. D., & Leech, D. I. (2016). Phenological sensitivity to climate across taxa and trophic levels. *Nature*, 535(7611), 241–245.
- Thomas, C. D., Hill, J. K., Anderson, B. J., Bailey, S., Beale, C. M., Bradbury, R. B., Bulman, C. R., Crick, H. Q. P., Eigenbrod, F., Griffiths, H. M., Kunin, W. E., Oliver, T. H., Walmsley, C. A., Watts, K., Worsfold, N. T., & Yardley, T. (2011). A framework for assessing threats and benefits to species responding to climate change. *Methods in Ecology and Evolution*, 2(2), 125–142. <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00065.x>
- Thompson, J. N. (1988). Variation in interspecific interactions. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19(1), 65–87.
- Tiberti, R., Mangiacotti, M., & Bennati, R. (2021). The upward elevational shifts of pond breeding amphibians following climate warming. *Biological Conservation*, 253, 108911. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108911>
- Tietge, J. E., Diamond, S. A., Ankley, G. T., DeFoe, D. L., Holcombe, G. W., Jensen, K. M., Degitz, S. J., Elonen, G. E., & Hammer, E. (2001). Ambient Solar UV Radiation Causes Mortality in Larvae of Three Species of *Rana* Under Controlled Exposure Conditions. *Photochemistry and Photobiology*, 74(2), 261–268. [https://doi.org/10.1562/0031-8655\(2001\)0740261ASURCM2.0.CO2](https://doi.org/10.1562/0031-8655(2001)0740261ASURCM2.0.CO2)
- Todd, B. D., Scott, D. E., Pechmann, J. H. K., & Gibbons, J. W. (2011). Climate change correlates with rapid delays and advancements in reproductive timing in an amphibian community. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 278(1715), 2191–2197.
- Tolley, K. A., Weeber, J., Maritz, B., Verburgt, L., Bates, M. F., Conradie, W., Hofmeyr, M. D., Turner, A. A., da Silva, J. M., & Alexander, G. J. (2019). No safe haven: Protection levels show imperilled South African reptiles not sufficiently safe-guarded despite low average extinction risk. *Biological Conservation*, 233, 61–72. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.02.006>
- Toranza, C., Maneyro, R., & Brazeiro, A. (2012). Efectos del Cambio Climático sobre la Biodiversidad: El caso de los anfibios de Uruguay. In V. Picasso, G. Cruz, L. Astigarraga, & R. Terra (Eds.), *Cambio y Variabilidad Climática: Respuestas Interdisciplinarias*, 35–50. Espacio Interdisciplinario.
- Touchon, J. C. (2012). A treefrog with reproductive mode plasticity reveals a changing balance of selection for nonaquatic egg laying. *The American Naturalist*, 180(6), 733–743.
- Trenberth, K. E. (2011). Changes in precipitation with climate change. *Climate Research*, 47(1–2), 123–138.

- Uetz, P., Freed, P. & Hošek, J. (2021). The Reptile Database. URL <http://www.reptile-database.org>
- UICN. (2000). *Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species*. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Suiza.
- Urban, M. C. (2015). Accelerating extinction risk from climate change. *Science*, 348(6234), 571–573. <https://doi.org/10.1126/science.aaa4984>
- Vaira, M., Akmentins, M., Attademo, M., Baldo, J. D., Barrasso, D. A., Barrionuevo, S., Basso, N. G., Blotto, B. L., Cairo, S., & Cajade, R. (2012). Categorización del estado de conservación de los anfibios de la República Argentina. *Cuadernos de Herpetología*, 26.
- Venesky, M. D., Raffel, T. R., McMahon, T. A., & Rohr, J. R. (2014). Confronting inconsistencies in the amphibian-chytridiomycosis system: implications for disease management. *Biological Reviews*, 89(2), 477–483.
- Verrastro, L., Maneyro, R., Da Silva, C. M., & Farias, I. (2017). A new species of lizard of the *L. wiegmannii* group (Iguania: Liolaemidae) from the uruguayan savanna. *Zootaxa*, 4294(4), 443–461. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4294.4.4>
- Verrastro, L., & Rauber, R. C. (2013). Reproducción de las hembras de *Liolaemus occipitalis* boulenger, 1885, (Iguania, Liolaemidae) en la región sur de Brasil. *Boletín de La Sociedad Zoológica Del Uruguay (2ª Época)*, 22(2), 84–98.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882–892. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Wake, D. B. (1998). Action on amphibians. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(10), 379–380.
- Wake, D. B., & Vredenburg, V. T. (2008). Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(1), 11466–11473. <https://doi.org/10.1073/pnas.0801921105>
- Walther, G.-R., Roques, A., Hulme, P. E., Sykes, M. T., Pyšek, P., Kühn, I., Zobel, M., Bacher, S., Botta-Dukát, Z., Bugmann, H., Czúcz, B., Dauber, J., Hickler, T., Jarošík, V., Kenis, M., Klotz, S., Minchin, D., Moora, M., Nentwig, W., ... & Settele, J. (2009). Alien species in a warmer world: risks and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 686–693. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.06.008>
- Walther, G., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T. J. C., Fromentin, J., I, O. H., & Bairlein, F. (2002). Ecological response to recent climate change. *Nature*, 416, 389–395.
- Webb, G. J. W., & Cooper-Preston, H. (1989). Effects of incubation temperature on crocodiles and the evolution of reptilian oviparity. *American Zoologist*, 29(3), 953–971.
- Wells, K. D. (2007). The Ecology and Behavior of Amphibians. In *The Ecology and Behavior of Amphibians*. University of Chicago Press. <https://doi.org/10.7208/chicago/9780226893334.001.0001>
- Wild, E. R. (1997). *The ontogeny and phylogeny of ceratophryine frogs (Anura: Leptodactylidae)*.

University of Kansas.

- Williams, S. E., Shoo, L. P., Isaac, J. L., Hoffmann, A. A., & Langham, G. (2008). Towards an Integrated Framework for Assessing the Vulnerability of Species to Climate Change. *PLOS Biology*, 6(12), e325. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0060325>
- Williamson, C. E., Zepp, R. G., Lucas, R. M., Madronich, S., Austin, A. T., Ballaré, C. L., Norval, M., Sulzberger, B., Bais, A. F., McKenzie, R. L., Robinson, S. A., Häder, D.-P., Paul, N. D., & Bornman, J. F. (2014). Solar ultraviolet radiation in a changing climate. *Nature Climate Change*, 4(6), 434–441. <https://doi.org/10.1038/nclimate2225>
- Willmer, P., Stone, G., & Johnston, I. (2005). *Environmental Physiology of Animals* (Second). Blackwell Publishing Ltd.
- Wilson, R. J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., & Monserrat, V. J. (2007). An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, 13(9), 1873–1887. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2007.01418.x>
- Winter, M., Fiedler, W., Hochachka, W. M., Koehncke, A., Meiri, S., & De La Riva, I. (2016). Patterns and biases in climate change research on amphibians and reptiles: A systematic review. *Royal Society Open Science*, 3(9). <https://doi.org/10.1098/rsos.160158>
- Wu, J. (2016). Can changes in the distribution of lizard species over the past 50 years be attributed to climate change? *Theoretical and Applied Climatology*, 125(3), 785–798. <https://doi.org/10.1007/s00704-015-1553-4>
- Xie, G. Y., Olson, D. H., & Blaustein, A. R. (2016). Projecting the global distribution of the emerging amphibian fungal pathogen, *Batrachochytrium dendrobatidis*, based on IPCC climate futures. *PLOS One*, 11(8), e0160746.
- Zank, C., Becker, F. G., Abadie, M., Baldo, D., Maneyro, R., & Borges-Martins, M. (2014). Climate change and the distribution of neotropical red-bellied toads (*Melanophryniscus*, Anura, Amphibia): how to prioritize species and populations? *PloS One*, 9(4), e94625.

ANEXO 1

En este anexo se presenta un resumen en forma de tabla que vincula los impactos del cambio climático (CC), tratados en la sección *Impactos del CC sobre los anfibios y reptiles* de esta tesis, con los rasgos seleccionados para evaluar la vulnerabilidad de los herpetos nativos de Uruguay frente al CC.

Tabla A1. Asociación entre los principales impactos del cambio climático (CC) sobre la herpetofauna y los rasgos seleccionados para evaluar la vulnerabilidad al CC de los anfibios y reptiles nativos de Uruguay. En “Efecto”, la flecha hacia arriba (↑), indica impacto positivo sobre el grupo que se trate; la flecha hacia abajo (↓), impacto negativo; y el signo de igual (=), indica que no habría direccionalidad en el impacto.

Notas: la bibliografía indicada en “Referencias” para Uruguay, no fue la única fuente de información utilizada para llevar adelante la evaluación de vulnerabilidad ya que, además, los expertos adjudicaron valores de vulnerabilidad en base a su propio conocimiento y bibliografía gris. Todas las referencias que se muestran en esta tabla están citadas en el documento central de esta tesis.

Impactos del CC sobre anfibios y reptiles	Descripción del impacto	Rasgo al que atiende	Efecto	Referencias
Cambios en la distribución geográfica de las especies	Otras regiones			
	A medida que la Tierra se calienta, se predice que los animales desplacen su distribución hacia zonas más altas y a mayores latitudes	Rango latitudinal de la especie	↑↓=	Walther et al., 2002
	Modificación en latitud. Ejemplo reptiles	Rango latitudinal de la especie	↑	Moreno-Rueda et al., 2012
	Modificación en latitud. Ejemplo reptiles	Rango latitudinal de la especie	↓	Wu, 2016
	Modificación en latitud. Ejemplo anfibios	Rango latitudinal de la especie	=	Enriquez-Urzelai et al., 2019
	Modificación en altitud. Ejemplo anfibios	Rango latitudinal de la especie	↓	Enriquez-Urzelai et al., 2019
	Modificación en altitud. Ejemplo anfibios	Rango latitudinal de la especie	↓	Tiberti et al., 2021
	Especies que tienen un rango estrecho de regímenes de temperatura o precipitación, podrían verse afectadas negativamente por el CC	Tolerancia fisiológica (rango de distribución y latitud)	↓	Jiguet et al., 2006 Gardali et al., 2012 Foden et al., 2013
	Uruguay			
	Retracción de rangos hacia el sur para anfibios con distribución sur en Uruguay	Rango latitudinal de la especie	↓	Toranza et al., 2012
	Expansión de rangos hacia el sur para anfibios con distribución norte en Uruguay	Rango latitudinal de la especie	↑	Toranza et al., 2012

	Para <i>Dendropsophus minutus</i> , <i>Scinax nasicus</i> , <i>S. fuscovarius</i> y <i>P. riograndensis</i> , se han observado expansiones locales hacia el sur	Rango latitudinal de la especie	↑	Laufer et al., 2021
	Especies que presentan su límite de distribución norte en Uruguay ($\geq 30^\circ$ de latitud sur)	Rango latitudinal de la especie	↓	García, 1972 Rosset, 2008 IUCN, 2021
	Áreas de distribución geográfica relativamente pequeñas en varias especies de la herpetofauna nativa	Tolerancia fisiológica (rango de distribución y latitud)	↓	Etheridge, 2000 Borteiro et al., 2015 Clavijo-Baquet & Magnone, 2017 Perez & Borges-Martins, 2019 IUCN, 2021
Degradación de hábitats y microhábitats	Otras regiones			
	Especialistas de hábitat se estima son menos resilientes que los generalistas, no pudiendo sobreponerse a la pérdida de su hábitat en caso que ocurriese	Especialistas de hábitat en Uruguay	↓	Foden et al., 2013 Böhm et al., 2016
	Anfibios que dependen de cuerpos de agua efímeros están altamente expuestos	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Chandler et al., 2017
	Sitios específicos de anidamiento de algunos reptiles se encuentran expuestos a períodos de sequía y concentración de precipitaciones	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Henle, 1989
	Especies con distribuciones restringidas a la costa altamente expuestas a:			
	Aumento del nivel del mar	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	↓	Nicholls et al., 1999 Purcell et al., 2008
	Eventos extremos	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	↓	Gunzburger et al., 2010 Trenberth, 2011
	Especies que habitan o se reproduzcan en bañados costeros, se verán altamente afectadas si estos bañados se salinizaran	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	↓	Hall et al., 2017 Lewis et al., 2021

	Uruguay			
	Herpetofauna uruguaya especialista de hábitat	Especialistas de hábitat en Uruguay	↓	Etheridge, 2000 Borteiro et al., 2015 Clavijo-Baquet & Magnone, 2017
		Barreras extrínsecas para la dispersión	↓	Perez & Borges-Martins, 2019 IUCN, 2021
	Anfibios que utilizan cuerpos de agua temporales como sitios de reproducción	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Borteiro & Kolenc, 2007 Canavero et al., 2008, 2019 Bardier et al., 2014
	Reptiles que dependen de un microhábitat particular	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Etheridge, 2000 Carreira et al., 2005 Borteiro et al., 2006, 2008 Clavijo-Baquet & Magnone, 2017
	Anfibios expuestos a hábitats costeros	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	↓	Prigioni & Garrido, 1989 Rosset, 2008 Natale et al., 2011
	Reptiles expuestos a hábitats costeros	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	↓	Di Bernardo & Martins, 2000 Etheridge, 2000 Verrastro et al., 2017
Cambios en la fenología	Otras regiones			
	Señales erróneas de inicio de la estación en herpetos para realizar la puesta, puede llevar a hacerla en un momento no adecuado	Dependencia de un desencadenante ambiental	↓	Gibbs & Breisch, 2001 Todd et al., 2011
	Los anfibios podrían llegar a sitios de reproducción antes de las lluvias por lo que las posibilidades de desecación podrían aumentar	Dependencia de un desencadenante ambiental	↓	Corn & Muths, 2002
	Anfibios que presentan una reproducción de tipo explosiva tras precipitaciones	Dependencia de un desencadenante ambiental	↓	Wells, 2007

	En reptiles ovíparos, las variaciones de temperatura y fotoperiodo a lo largo del año tienen gran influencia sobre su ciclo reproductivo	Dependencia de un desencadenante ambiental	↓	Gorman & Licht, 1974 Verrastro & Rauber, 2013
	Uruguay			
	Dependencia de un desencadenante ambiental en reptiles para iniciar: reproducción, puesta de huevos, y/o estivación	Dependencia de un desencadenante ambiental	↓	Carreira et al., 2005 Balestrin & Cappellari, 2011 Verrastro & Rauber, 2013 Canavero & Arim, 2009 Bardier et al., 2014 Canavero et al., 2018
	Anfibios nativos de Uruguay con dinámicas reproductivas estacionales, estrechamente asociadas a precipitaciones (reproductores explosivos)	Dependencia de un desencadenante ambiental	↓	García, 1972 Kolenc, 1987 Prigioni & Garrido, 1989 Alonzo et al., 2002 Borteiro & Kolenc, 2007 Canavero et al., 2008, 2019 Moreira et al., 2010 Baldo et al. 2014 Bardier et al., 2014 Moreira et al., 2014 Maneyro & Carreira, 2016
Susceptibilidad de huevos o estadios tempranos	Otras regiones			
	Aumentos en la temperatura, así como la disminución de las precipitaciones, podrían afectar negativamente los huevos de anfibios		↓	Donnelly & Crump, 1998
	Aumento en la duración de los períodos secos puede causar la disminución poblacional y probable extinción de varias especies de anfibios		↓	Stewart, 1995 Pounds et al., 1999
	Disminución de la precipitación anual puede causar el retroceso poblacional y probable extinción de varias especies de anfibios		↓	Pounds & Crump, 1994

	En reptiles, altas temperaturas y sustratos secos son en general desfavorables para el desarrollo de los huevos y la calidad de la camada		↓	Webb & Cooper-Preston, 1989 Deeming & Ferguson, 1991 Ackerman & Lott, 2004 Deeming, 2004 Telemeco et al., 2013 Dahlke et al., 2016
Cambios en la proporción de sexos de la descendencia (reptiles)	Otras regiones			
	Especies que tengan determinación del sexo de la progenie dependiente de la temperatura de incubación serán más vulnerables a los efectos del CC	Género dependiente de la temperatura	↓	Janzen, 1994 Hawkes et al., 2009 Böhm et al., 2016
	Modificaciones en la temperatura reducirían el éxito en la eclosión y podría cambiar la fenología reproductiva de las especies con esta característica	Género dependiente de la temperatura	↓	Hawkes et al., 2009 López-Luna et al., 2015 Noble et al., 2018
	Uruguay			
	Algunos reptiles nativos de Uruguay presentan determinación del sexo de la progenie dependiente de la temperatura de incubación y hay varias otras que aún se desconoce pero se presume podrían tener esta característica	Género dependiente de la temperatura	↓	Borteiro et al., 2006, 2008 Clavijo-Baquet & Magnone, 2017
Reducción del tamaño corporal	Otras regiones			
	Se ha propuesto que existiría una reducción del tamaño corporal para varios grupos zoológicos como respuesta fisiológica frente al CC		↓	Gardner et al., 2011 Sheridan & Bickford, 2011
	Para anfibios, hay discrepancias en esta correlación		↑↓=	Li et al., 2013
	Para anfibios, relación negativa entre el tamaño corporal y la temperatura media anual y la temperatura media del mes más frío		↓	Martínez-Monzón et al., 2018
	Relación positiva entre el tamaño de las hembras y el número de huevos producidos por estas, por lo que la reducción en el tamaño corporal a consecuencia del CC tendría implicancias negativas en la		↓	Reading & Jofré, 2021

	fecundidad			
	Estudios recientes en reptiles del orden Squamata sugieren que es poco probable que el clima sea un factor importante en la evolución del tamaño corporal		=	Slavenko et al., 2019
Susceptibilidad a la radiación UV	Otras regiones			
	Los anfibios son especialmente sensibles a los rayos UV-B	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Li et al., 2013
	En años secos, la profundidad de los cuerpos de agua disminuye, dejando los huevos más expuestos a los rayos UV-B, lo que podría aumentar su mortalidad	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Kiesecker et al., 2001
	Larvas de anfibios expuestas a niveles elevados de rayos UV-B experimentan: anomalías fisiológicas y del desarrollo, como ser: tasa de crecimiento reducida, daño epitelial, visión deficiente, comportamiento alterado y aumento en la mortalidad	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Nagl & Hofer, 1997 Fite et al., 1998 Kats et al., 2000 Tietge et al., 2001 Belden & Blaustein, 2002 Romansic et al., 2009
	Anfibios han desarrollado una serie de defensas contra los efectos nocivos de la radiación UV-B	Dependencia de un microhábitat particular	=	Alton & Franklin, 2017
	Los pigmentos en los huevos y la piel de los anfibios, incluida la melanina, pueden actuar como compuestos de detección de UV-B evitando daños	Dependencia de un microhábitat particular	=	Hansen et al., 2002 Blaustein & Belden, 2003 Perotti & Diéguez, 2006
	La radiación UV-B sería uno de los co-desencadenantes ambientales de la fibropapilomatosis	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Duffy et al., 2018
	Uruguay			
	Anfibios que reproducen en cuerpos de agua temporales	Dependencia de un microhábitat particular	↓	Prigioni & Garrido, 1989 Canavero et al., 2008, 2019 Borteiro & Kolenc, 2007 Moreira et al., 2010 Bardier et al., 2014

Susceptibilidad a enfermedades y especies exóticas invasoras	Otras regiones			
	Cambios en el clima a escala local pueden disminuir la función inmunológica y provocar brotes de patógenos y una mortalidad elevada	Incremento de susceptibilidad a enfermedades	↓	Pounds, 2001
	El hongo quitridio, <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> , está implicado en la disminución de las poblaciones de especies en todo el mundo	Incremento de susceptibilidad a enfermedades	↓	Lips et al., 2006 Crawford et al., 2010 Jani & Briggs, 2014
	En el Neotrópico, disminución de poblaciones de anfibios por el hongo quitridio era más probable que ocurriera después de años de alta temperatura	Incremento de susceptibilidad a enfermedades	↓	Venesky et al., 2014
	El establecimiento de especies exóticas invasoras, en el contexto del CC, podría introducir especies que pueden actuar como vectores de nuevas enfermedades	Incremento de interacciones negativas con otras especies	↓	Millennium Ecosystem Assessment, 2005
	Efectos sinérgicos del clima y el cambio en el uso del suelo, podrían favorecer especies exóticas invasoras	Incremento de interacciones negativas con otras especies	↓	Walther et al., 2009 Elmhagen et al., 2015 Foden et al., 2019
	La rana toro norteamericana (<i>Lithobates catesbeianus</i>) se vería favorecida en la región por el CC	Incremento de interacciones negativas con otras especies	↓	Nori et al., 2011
	Uruguay			
	Rana toro norteamericana se está expandiendo en Uruguay y está infectada por el hongo quitridio	Incremento de interacciones negativas con otras especies	↓	Laufer et al., 2008, 2018
Tolerancia a incendios	Presencia de <i>B. dendrobatidis</i> en anuros uruguayos silvestres nativos	Incremento de susceptibilidad a enfermedades	↓	Borteiro et al., 2009, 2018, 2019 Borteiro, 2016 Laufer, 2018 Pontes et al., 2021
	Otras regiones			
	Respuesta de anfibios al fuego indica que tienen pocos efectos adversos sobre estos		=	Hossack & Corn, 2007 Pilliod et al., 2003
	Los anuros pueden responder tanto positiva como negativamente al fuego		↑↓=	dos Anjos et al., 2021

	Los reptiles pueden escapar del fuego mediante diferentes estrategias		=	Russell et al., 1999
	Incertidumbre en cuanto a si los anfibios y reptiles son capaces de resistir los aumentos proyectados en la frecuencia e intensidad de los incendios		↑↓=	Pilliod et al., 2003 dos Anjos et al., 2021

ANEXO 2

En este documento se presentan las tablas que resumen los resultados de la tesis de maestría titulada “Evaluando la vulnerabilidad al cambio climático de los anfibios y reptiles nativos de Uruguay”. Las Tablas A2.1 y A2.2 muestran el número de especies en cada una de las tres categorías (“baja”, “alta” y “desconocida”) para cada rasgo utilizado, para anfibios y reptiles, respectivamente. Las Tablas A2.3 y A2.4 muestran el número de especies calificadas como "alta" vulnerabilidad al cambio climático para cada rasgo para escenarios optimistas (i.e. tratando a los “desconocidos” como “bajos”) y pesimistas (i.e. tratando los “desconocidos” como “altos”), para anfibios y reptiles, respectivamente. Por último, se presentan las Tablas A2.5 (anfibios) y A2.6 (reptiles), donde se aprecian las especies clasificadas en las categorías de vulnerabilidad al cambio climático en un escenario pesimista de datos faltantes.

Tabla A2.1. Número de especies de anfibios calificadas como "baja", "alta" y "desconocida" para cada rasgo, para cada una de las tres categorías de vulnerabilidad al cambio climático. Se incluyen las descripciones y los umbrales para cada rasgo, y se muestra el número total de especies (y su porcentaje) clasificadas con "alta", "baja" o "desconocida" por dimensión.

Grupo de rasgos	Rasgo	Descripción	Umbral	Baja vulnerabilidad	Alta vulnerabilidad	Desconocida
				No. spp	No. spp	No. spp
Sensibilidad						
A. Especialista de hábitat o requerimientos de microhábitat	Especialista de hábitat	Número de hábitats de la UICN en los que se ocurre la especie	Baja > 1 Alta = 1	39	9	0
	Dependencia de un microhábitat particular	Desarrollo larvario dependiente del agua dulce y ocurre exclusivamente en un hábitat no amortiguado (i.e. no en un bosque)	Baja = Falso Alta = Verdadero	36	12	0
B. Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida	Tolerancia fisiológica (rango de distribución y latitud)	La especie presenta una distribución regional moderada (i.e. el límite norte de la misma es $\geq 26^\circ$ S)	Baja = Falso Alta = Verdadero	26	22	0
C. Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC	Dependencia de un desencadenante ambiental	Reproductor explosivo con señal de lluvia o mayor disponibilidad de agua y con pocos eventos reproductivos por año (no en el bosque)	Baja = Falso Alta = Verdadero	26	22	0
D. Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC	Incremento de interacciones negativas con otras especies	Incremento de interacción negativas con otras especies (i.e. competencia y depredación)	Baja = Falso Alta = Verdadero	45	0	3
	Incremento de susceptibilidad a enfermedades	Registro de infección por <i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> o probable futura infección u otro patógeno	Baja = Falso Alta = Verdadero	4	14	30
	Especialista de dieta	Dieta compuesta principalmente por hasta tres categorías de las listadas abajo ^a	Baja > 3 categorías Alta ≤ 3 categorías	41	5	2
Total				17	31	0

Porcentaje				35.4%	64.6%	0.0%
Baja capacidad adaptativa						
A. Pobre capacidad de dispersión	Baja capacidad de dispersión intrínseca	La especie no se ha establecido fuera de su área de distribución natural y no está asociada a traslados por el agua que fluye, y el tamaño de su área de distribución es $\leq 4.000 \text{ km}^2$	Baja = Falso Alta = Verdadero	36	12	0
	Barreras extrínsecas para la dispersión	Distribución fragmentada en Uruguay debido a barreras (incluida la urbanización y/o microhábitats inadecuados), y/o ocurre solo en la zona serrana (en Uruguay)	Baja = Falso Alta = Verdadero	43	5	0
B. Pobre evolvabilidad	Baja capacidad reproductiva	Resultado reproductivo anual ≤ 50 o vivíparo	Baja = Falso Alta = Verdadero	47	1	0
Total				35	13	0
Porcentaje				72.9%	27.1%	0.0%
Exposición						
A. Exposición al aumento del nivel del mar	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	Ocurre principalmente en hábitats costeros expuestos a inundaciones (i.e. costas del Río de la Plata, Océano Atlántico o ríos) y como máximo en otro tipo de hábitat en Uruguay	Baja = Falso Alta = Verdadero	42	6	0
B. Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas	Rango latitudinal de la especie	La especie tiene su límite de distribución norte en Uruguay ($\geq 30^\circ$ de latitud sur)	Baja = Falso Alta = Verdadero	42	6	0
Total				40	8	0
Porcentaje				83.3%	16.7%	0.0%

a - Categorías de alimentos: arañas, garrapatas, otros ácaros, cucarachas, mantis, mariposas, polillas, escarabajos, abejas, pulgones, cigarras, pulgas, moscas, libélulas, hormigas, ciempiés, milpiés, invertebrados no artrópodos, anfibios, peces y aves.

Tabla A2.2. Número de especies de reptiles calificadas como "baja", "alta" y "desconocida" para cada rasgo, para cada una de las tres categorías de vulnerabilidad al cambio climático. Se incluyen las descripciones y los umbrales para cada rasgo, y se muestra el número total de especies (y su porcentaje) clasificadas con "alta", "baja" o "desconocida" por dimensión.

Grupo de rasgos	Rasgo	Descripción	Umbral	Baja vulnerabilidad	Alta vulnerabilidad	Desconocida
				No. spp	No. spp	No. spp
Sensibilidad						
A. Especialista de hábitat o requerimientos de microhábitat	Especialista de hábitat	Número de hábitats de la UICN en los que se ocurre la especie	Baja > 1 Alta = 1	55	9	0
	Dependencia de un microhábitat particular	La especie depende de uno o más de los microhábitats identificados ^a	Baja = Falso Alta = Verdadero	46	18	0
B. Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida	Tolerancia fisiológica (rango de distribución y latitud)	La especie presentan una distribución regional moderada (i.e. el límite norte de la misma es $\geq 26^\circ$ S)	Baja = Falso Alta = Verdadero	56	8	0
	Tolerancia a inundaciones/anegamiento	La especie depende de un régimen de inundaciones específico (o falta de) en toda su área de distribución	Baja = Falso Alta = Verdadero	64	0	0
	Género dependiente de la temperatura	Se sabe que el género de la descendencia depende de la temperatura durante la incubación	Baja = Falso Alta = Verdadero	11	45	8
C. Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC	Dependencia de un desencadenante ambiental	La especie depende de un cambio en el tiempo/clima para iniciar uno o más de los siguientes: Reproducción; puesta de huevos; llegada de la presa (por ejemplo, después de la fructificación del árbol); estivación (o salida de)	Baja = Falso Alta = Verdadero	0	63	1
D. Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC	Especialista de dieta	La dieta de la especie consiste en un número reducido de especies de una sola categoría ^b	Baja = Falso Alta = Verdadero	51	9	4
	Creación/modificación de hábitat interespecífico	La especie depende de otra para modificar o crear hábitat adecuado para ella	Baja = Falso Alta = Verdadero	64	0	0

Total				0	64	0
Porcentaje				0.0%	100%	0.0%
Baja capacidad adaptativa						
A. Pobre capacidad de dispersión	Baja capacidad de dispersión intrínseca	La especie no se ha establecido fuera de su área de distribución natural y no está asociada a traslados por el agua que fluye, y el tamaño de su área de distribución es $\leq 4.000 \text{ km}^2$	Baja = Falso Alta = Verdadero	52	12	0
	Barreras extrínsecas para la dispersión	Distribución fragmentada en Uruguay debido a barreras (incluida la urbanización y/o microhábitats inadecuados), y/o ocurre solo en la zona serrana (en Uruguay)	Baja = Falso Alta = Verdadero	58	6	0
B. Pobre evolvabilidad	Baja capacidad reproductiva	Resultado reproductivo (tamaño medio de la camada x camada media por año)	Baja = 75% más alto Alta = 25% más bajo	46	14	4
	Recambio genético	Duración de la generación (aquí reemplazada por longevidad como <i>proxy</i> de la duración de la generación)	Baja = 75% más corta Alta = 25% más larga	10	7	47
Total				38	26	0
Porcentaje				59.4%	40.6%	0.0%
Exposición						
A. Exposición al aumento del nivel del mar	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	Ocurre principalmente en hábitats costeros expuestos a inundaciones (i.e. costas del Río de la Plata, Océano Atlántico o ríos) y como máximo en otro tipo de hábitat en Uruguay	Baja = Falso Alta = Verdadero	61	3	0
B. Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas	Rango latitudinal de la especie	La especie tiene su límite de distribución norte en Uruguay ($\geq 30^\circ$ de latitud sur)	Baja = Falso Alta = Verdadero	59	5	0
Total				57	7	0
Porcentaje				89.1%	10.9%	0.0%

a - Microhábitats identificados: arroyos o quebradas en la serranía uruguaya; cuerpos de agua efímeros, enredaderas, árboles caídos, madera muerta, huecos de árboles, árboles al borde del agua, bosques ribereños, hormigueros, termiteros, dunas, parches abiertos en pastizales, áreas rocosas y afloramientos, acantilados y cuevas; dependiente del agua dulce o del bosque.

b - Categorías de alimentos: hojas; frutas; semillas; néctar; un solo grupo taxonómico de artrópodos; una variedad de artrópodos; otros invertebrados; pequeños mamíferos ≤ 300 mm SVL; grandes mamíferos ≥ 300 mm SVL; aves adultas/subadultas; huevos de aves/juveniles; reptiles adultos/juveniles; huevos de reptiles; anfibios adultos; larvas de anfibios; pescado de agua dulce; excrementos; y una categoría "otro" para cualquier cosa fuera de estos parámetros.

Tabla A2.3. Número de especies de anfibios calificados como "alta" vulnerabilidad al cambio climático para cada rasgo para escenarios optimistas y pesimistas de datos faltantes. Se incluyen las descripciones y los umbrales para cada rasgo.

Grupo de rasgos	Rasgo	Descripción	Umbral	Escenario optimista	Escenario pesimista
				No. spp	No. spp
Sensibilidad					
A. Especialista de hábitat o requerimientos de microhábitat	Especialista de hábitat	Número de hábitats de la UICN en los que se ocurre la especie	Baja > 1 Alta = 1	9	9
	Dependencia de un microhábitat particular	Desarrollo larvario dependiente del agua dulce y ocurre exclusivamente en un hábitat no amortiguado (i.e. no en un bosque)	Baja = Falso Alta = Verdadero	12	12
B. Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida	Tolerancia fisiológica (rango de distribución y latitud)	La especie presenta una distribución regional moderada (i.e. el límite norte de la misma es $\geq 26^\circ$ S)	Baja = Falso Alta = Verdadero	22	22
C. Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC	Dependencia de un desencadenante ambiental	Reproductor explosivo con señal de lluvia o mayor disponibilidad de agua y con pocos eventos reproductivos por año (no en el bosque)	Baja = Falso Alta = Verdadero	22	22
D. Dependencia de interacciones interespecíficas	Incremento de interacciones negativas	Incremento de interacción negativas con otras especies (i.e. competencia y	Baja = Falso Alta = Verdadero	0	3

que probablemente sean afectadas por el CC	con otras especies	depredación)			
	Incremento de susceptibilidad a enfermedades	Registro de infección por <i>B. dendrobatidis</i> o probable futura infección u otro patógeno	Baja = Falso Alta = Verdadero	14	44
	Especialista de dieta	Dieta compuesta principalmente por hasta tres categorías de las listadas abajo	Baja > 3 categorías Alta ≤ 3 categorías	5	7
Baja capacidad adaptativa					
A. Pobre capacidad de dispersión	Baja capacidad de dispersión intrínseca	La especie no se ha establecido fuera de su área de distribución natural y no está asociada a traslados por el agua que fluye, y el tamaño de su área de distribución es ≤ 4.000 km ²	Baja = Falso Alta = Verdadero	12	12
	Barreras extrínsecas para la dispersión	Distribución fragmentada en Uruguay debido a barreras (incluida la urbanización y/o microhábitats inadecuados), y/o ocurre solo en la zona serrana (en Uruguay)	Baja = Falso Alta = Verdadero	5	5
B. Pobre evolvabilidad	Baja capacidad reproductiva	Resultado reproductivo anual ≤ 50 o vivíparo	Baja = Falso Alta = Verdadero	1	1
Exposición					
A. Exposición al aumento del nivel del mar	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	Ocurre principalmente en hábitats costeros expuestos a inundaciones (i.e. costas del Río de la Plata, Océano Atlántico o ríos) y como máximo en otro tipo de hábitat en Uruguay	Baja = Falso Alta = Verdadero	42	6
B. Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas	Rango latitudinal de la especie	La especie tiene su límite de distribución norte en Uruguay (≥ 30 ° de latitud sur)	Baja = Falso Alta = Verdadero	42	6

Tabla A2.4. Número de especies de reptiles calificados como "alta" vulnerabilidad al cambio climático para cada rasgo para escenarios optimistas y pesimistas de datos faltantes. Se incluyen las descripciones y los umbrales para cada rasgo.

Grupo de rasgos	Rasgo	Descripción	Umbral	Escenario optimista	Escenario pesimista
				No. spp	No. spp
Sensibilidad					
A. Especialista de hábitat o requerimientos de microhábitat	Especialista de hábitat	Número de hábitats de la UICN en los que se ocurre la especie	Baja > 1 Alta = 1	9	9
	Dependencia de un microhábitat particular	La especie depende de uno o más de los microhábitats identificados	Baja = Falso Alta = Verdadero	18	18
B. Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida	Tolerancia fisiológica (rango de distribución y latitud)	La especie presentan una distribución regional moderada (i.e. el límite norte de la misma es $\geq 26^\circ \text{S}$)	Baja = Falso Alta = Verdadero	8	8
	Tolerancia a inundaciones/anegamiento	La especie depende de un régimen de inundaciones específico (o falta de) en toda su área de distribución	Baja = Falso Alta = Verdadero	0	0
	Género dependiente de la temperatura	Se sabe que el género de la descendencia depende de la temperatura durante la incubación	Baja = Falso Alta = Verdadero	45	53
C. Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC	Dependencia de un desencadenante ambiental	La especie depende de un cambio en el tiempo/clima para iniciar uno o más de los siguientes: Reproducción; puesta de huevos; llegada de la presa (por ejemplo, después de la fructificación del árbol); estivación (o salida de)	Baja = Falso Alta = Verdadero	63	64
D. Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC	Especialista de dieta	La dieta de la especie consiste en un número reducido de especies de una sola categoría	Baja = Falso Alta = Verdadero	9	13
	Creación/modificación de hábitat interespecífico	La especie depende de otra para modificar o crear hábitat adecuado para ella	Baja = Falso Alta = Verdadero	0	0
Baja capacidad adaptativa					

A. Pobre capacidad de dispersión	Baja capacidad de dispersión intrínseca	La especie no se ha establecido fuera de su área de distribución natural y no está asociada a traslados por el agua que fluye, y el tamaño de su área de distribución es $\leq 4.000 \text{ km}^2$	Baja = Falso Alta = Verdadero	12	12
	Barreras extrínsecas para la dispersión	Distribución fragmentada en Uruguay debido a barreras (incluida la urbanización y/o microhábitats inadecuados), y/o ocurre solo en la zona serrana (en Uruguay)	Baja = Falso Alta = Verdadero	6	6
B. Pobre evolvabilidad	Baja capacidad reproductiva	Resultado reproductivo (tamaño medio de la camada x camada media por año)	Baja = 75% más alto Alta = 25% más bajo	14	18
	Recambio genético	Duración de la generación (aquí reemplazada por longevidad como <i>proxy</i> de la duración de la generación)	Baja = 75% más corta Alta = 25% más larga	7	54
Exposición					
A. Exposición al aumento del nivel del mar	Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar	Ocurre principalmente en hábitats costeros expuestos a inundaciones (i.e. costas del Río de la Plata, Océano Atlántico o ríos) y como máximo en otro tipo de hábitat en Uruguay	Baja = Falso Alta = Verdadero	3	3
B. Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas	Rango latitudinal de la especie	La especie tiene su límite de distribución norte en Uruguay ($\geq 30^\circ$ de latitud sur)	Baja = Falso Alta = Verdadero	5	5

Tabla A2.5. Anfibios clasificados en las categorías de vulnerabilidad al cambio climático en un escenario pesimista de datos faltantes (i.e. donde los rasgos “desconocidos” fueron asignados como de “alta” vulnerabilidad). En este caso, las especies quedaron clasificadas en Altamente Vulnerables, Potenciales Adaptables, Alto Riesgo Latente y solamente Sensibles.

Nombre científico	Nombre común	
	Español (Uruguay)	Inglés
1- Altamente Vulnerable		
<i>Melanophryniscus langonei</i>	Sapito de Langone	Redbelly Toad
<i>Melanophryniscus montevidensis</i>	Sapito de Darwin	Montevideo Redbelly Toad
<i>Melanophryniscus sanmartini</i>	Sapito de San Martín	San Martin Redbelly Toad
<i>Ceratophrys ornata</i>	Escuerzo	Ornate Horned Frog
<i>Odontophrynus maisuma</i>	Escuercito	-
<i>Nyctimantis siemersi</i>	Rana Motor	Red-spotted Argentina Frog
<i>Physalaemus fernandezae</i>	Ranita de Fernández	Whistling Dwarf Frog
2 – Potencial Adaptable		
<i>Rhinella arenarum</i>	Sapo común	Argentine Toad
4 –Alto Riesgo Latente		
<i>Chthonerpeton indistinctum</i>	Cecilia	Argentine Caecilian
<i>Melanophryniscus devincenzii</i>	Sapito de Devincenzi	Rivera Redbelly Toad
<i>Melanophryniscus pachyrhynchus</i>	Sapito de Sao Lorenzo	-
<i>Rhinella achavalii</i>	Achavalito de las Sierras	Achaval's Toad
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	Rana de las Piedras	Rapids Frog
<i>Pleurodema bibroni</i>	Ranita de Bibron	Four-eyed Frog
Sensible (únicamente)		
<i>Melanophryniscus atroluteus</i>	Sapito Banderita Española	Uruguay Redbelly Toad
<i>Rhinella dorbignyi</i>	Sapito de Jardín de D'Orbigny	Dorbigny's Toad
<i>Rhinella fernandezae</i>	Sapito de Jardín de Fernández	Bella Vista Toad
<i>Rhinella diptycha</i>	Sapo Cururú	Cope's Toad
<i>Odontophrynus americanus</i>	Escuerzo Chico	Common Lesser Escuerzo
<i>Dendropsophus minutus</i>	Ranita Rayada	Lesser Treefrog
<i>Dendropsophus nanus</i>	Ranita Enana del Chaco	Dwarf treefrog
<i>Dendropsophus sanborni</i>	Ranita Rnana de Sanborn	Sanborn's Treefrog
<i>Boana albopunctata</i>	Rana Punteada de Blanco	-
<i>Boana pulchella</i>	Ranita Trepadora	Montevideo Treefrog
<i>Lysapsus limellum</i>	Rana Boyadora Chica	Uruguay Harlequin Frog
<i>Pseudis minuta</i>	Rana Boyadora Grande	Lesser Swimming Frog
<i>Ololygon aromothyella</i>	Ranita de las Tormentas	-
<i>Ololygon berthae</i>	Ranita de Pintas Naranjas	Dwarf Snouted Treefrog
<i>Scinax fuscovarius</i>	Ranita de Flancos Amarillos	Snouted Treefrog
<i>Scinax granulatus</i>	Ranita Roncadora	-

<i>Scinax nasicus</i>	Ranita de Pecho Manchado	Lesser Snouted Treefrog
<i>Scinax squalirostris</i>	Ranita Hocicuda	Striped Snouted Treefrog
<i>Scinax uruguayus</i>	Ranita Uruguaya	Schmidt's Uruguay Treefrog
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	Rana Monito	Southern Walking Leaf Frog
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	Ranita de Cuatro Ojos	Weeping Frog
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Rana Perro	Barker Frog
<i>Physalaemus gracilis</i>	Ranita Gato	Graceful Dwarf Frog
<i>Physalaemus henselii</i>	Ranita de Hensel	Hensel's Dwarf Frog
<i>Physalaemus riograndensis</i>	Ranita de Rio Grande	Rio Grande Dwarf Frog
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	Macaquito	Hensel's Swamp Frog
<i>Leptodactylus luctator</i>	Rana Común	South American Spotted Grassfrog
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	Rana del Chaco	-
<i>Leptodactylus furnarius</i>	Rana de campo Grande	Potter Foam Frog
<i>Leptodactylus gracilis</i>	Rana Saltadora	Dumeril's Striped Frog
<i>Leptodactylus latinasus</i>	Rana Piadora	Oven Frog
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Rana de Bigotes	Moustached Frog
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	Rana de Vientre Moteado	Pointedbelly Frog
<i>Elachistocleis bicolor</i>	Sapito Oval	Two-colored Oval Frog

Tabla A2.6. Reptiles clasificados en las categorías de vulnerabilidad al cambio climático en un escenario pesimista de datos faltantes (i.e. donde los rasgos “desconocidos” fueron asignados como de “alta” vulnerabilidad). En este caso las especies quedaron clasificadas en Altamente Vulnerables, Alto Riesgo Latente y solamente Sensibles.

Nombre científico	Nombre común	
	Español (Uruguay)	Inglés
1- Altamente Vulnerable		
<i>Phrynops williamsi</i>	Tortuga de la Herradura	Williams' Side-necked Turtle
<i>Anisolepis undulatus</i>	Lagartija de los Arboles	Wiegmann's Tree Lizard
<i>Liolaemus wiegmannii</i>	Lagartija de la Arena de Weigmann	-
<i>Liolaemus occipitalis</i>	Lagartija de la Arena	Skull Tree Iguana
<i>Liolaemus gardeli</i>		-
<i>Amphisbaena darwinii</i>	Víbora Ciega de Darwin	Darwin's Ringed Worm Lizard
<i>Amphisbaena munoai</i>	Víbora Ciega Chica	Munoa Worm Lizard
4 – Alta Riesgo Latente		
<i>Trachemys dorbigni</i>	Morrocoyo	D'Orbigny's slider
<i>Acanthochelys spixii</i>	Tortuga de Canaleta	Black Spine-necked Swamp Turtle
<i>Hydromedusa tectifera</i>	Tortuga Cabeza de Víbora	South-American Snake-headed Turtle
<i>Phrynops hilarii</i>	Campanita	Hilaire's Toadhead Turtle

<i>Caiman latirostris</i>	Yacaré	Broad-snouted caiman
<i>Salvator merianae</i>	Lagarto	Argentine Black and White Tegu
<i>Tropidurus catalanensis</i>	Camaleón de Cola Espinosa	-
<i>Homonota uruguayensis</i>	Geko de las Piedras	Uruguay Marked Gecko
<i>Amphisbaena trachura</i>	Víbora Ciega de Cola Tuberculada	-
<i>Amphisbaena kingii</i>	Víbora Ciega de Cabeza en Cuña	King's Worm Lizard
<i>Leposternon microcephalum</i>	Víbora Ciega de Cabeza Chica	Smallhead Worm Lizard
<i>Cercosaura schreibersii</i>	Camaleón Marrón	Long-tailed little lizard
<i>Ophiodes vertebralis</i>	Víbora de Cristal Común	Jointed Worm Lizard
<i>Epictia munoai</i>	Viborita de Dos Cabezas	Rio Grande do Sul Blind Snake
<i>Liotyphlops ternetzii</i>	Víbora Ciega de Ternetz	Ternetz's Blind Snake
<i>Leptophis ahaetulla</i>	Culebra Arborícola	Parrot Snake
<i>Tantilla melanocephala</i>	Culebra Roja de Cabeza Negra	Neotropical Black-headed Snake
<i>Atractus reticulatus</i>	Culebra Reticulada	Reticulate Ground Snake
<i>Xenodon histricus</i>	Falsa Coral de Hocico Respingado	Jan's Hognose Snake
<i>Stenocercus azureus</i>	Lagartija Manchada	-
<i>Contomastix lacertoides</i>	Lagartija Verde de Cinco Dedos	Bibron's Whiptail
<i>Teius oculatus</i>	Lagartija Verde de Cuatro Dedos	-
<i>Aspronema dorsivittatum</i>	Lagartija Brillante	Paraguay Mabuya
<i>Ophiodes intermedius</i>	Víbora de Cristal Castaña	-
<i>Ophiodes striatus</i>	Víbora de Cristal Verde	Striped Worm Lizard
<i>Eunectes notaeus</i>	Anaconda Amarilla	Yellow Anaconda
<i>Chironius bicarinatus</i>	Culebra Papapintos	Two-headed Sipo
<i>Boiruna maculata</i>	Musurana	Mussurana
<i>Calamodontophis paucidens</i>	Culebra Jaspeada	Tropical Forest Snake
<i>Paraphimophis rusticus</i>	Musurana Marrón	Culebra
<i>Helicops infrataeniatus</i>	Culebra de Agua	-
<i>Erythrolamprus almadensis</i>	Culebra de Almada	Almaden Ground Snake
<i>Erythrolamprus jaegeri</i>	Culebra Verde de Vientre Rojo	Jaeger's Ground Snake
<i>Erythrolamprus semiaureus</i>	Culebra Parda de Agua	-
<i>Erythrolamprus poecilogyrus sublineatus</i>	Culebra de Peñarol	Goldbauch-Buntnatter
<i>Lygophis anomalus</i>	Culebra de Líneas Amarillas	-
<i>Lygophis flavifrenatus</i>	Culebra Listada	Fronted Ground Snake
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	Falsa Coral	Amazon False Coral Snake
<i>Phalotris lemniscatus</i>	Culebra de Collar Blanco	Dumeril's Diadem Snake
<i>Philodryas aestiva</i>	Culebra Verde Esmeralda	Brazilian Green Racer
<i>Philodryas olfersii</i>	Culebra de Olfers	Lichtenstein's Green Racer
<i>Pseudablabes patagoniensis</i>	Parejera	Patagonia Green Racer
<i>Pseudablabes agassizii</i>	Culebra Verde Listada	Burrowing Night Snake
<i>Psomophis obtusus</i>	Culebra Castaña de Vientre Rojo	Wide Ground Snake
<i>Dipsas turgida</i>	Culebra Duerme-Duerme	-
<i>Taeniophallus occipitalis</i>	Culebra de Pintas	-

<i>Taeniophallus poecilopogon</i>	Culebra Acintada	-
<i>Thamnodynastes hypoconia</i>	Culebra de la Arena	-
<i>Thamnodynastes strigatus</i>	Culebra Sepia	Coastal House Snake
<i>Tomodon dorsatus</i>	Falsa Crucera Parda	Pampas Snake
<i>Tomodon ocellatus</i>	Falsa Crucera	Ocellated Pampas Snake
<i>Xenodon dorbignyi</i>	Falsa Crucera de Hocico Respingado	South American Hognose Snake
<i>Xenodon merremi</i>	Culebra Sopera	Wagler's Snake
Sensibles (únicamente)		
<i>Micrurus altirostris</i>	Víbora de Coral	Uruguayan coral snake
<i>Bothrops alternatus</i>	Crucera	Crossed pit viper
<i>Bothrops pubescens</i>	Yara	-
<i>Crotalus durissus terrificus</i>	Cascabel	Cascabel Rattlesnake

ANEXO 3

En este anexo se presenta la calificación final que obtuvo cada una de las especies evaluadas para cada rasgo, así como el porcentaje de consenso de las respuestas de los expertos para dicha asignación. En la Tabla A3.1 se muestran las especies de anfibios, mientras que en la Tabla A3.2 están los reptiles. Además de los rasgos, se pueden ver los grupos de rasgos a los que estos pertenecen, así como la dimensión en la que se encuentra cada uno.

Tabla A3.1. Rasgos calificados en función a su vulnerabilidad al cambio climático (“baja”, “alta”, “desconocida”) para cada una de las especies de anfibios evaluadas. Se detalla además el porcentaje de consenso obtenido para ese valor entre los expertos luego de la segunda ronda de consultas. Parte A, rasgos correspondientes a la dimensión *Sensibilidad*; Parte B, rasgos de *Baja Capacidad Adaptativa y Exposición*.

Parte A

	Sensibilidad													
	A. Especialista de hábitat o requerimientos de microhábitat				B. Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida		C. Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC		D. Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC					
Especie	Especialista de hábitat		Dependencia de un microhábitat particular		Tolerancia fisiológica		Dependencia de un desencadenante ambiental		Incremento de interacciones negativas con otras especies		Especialista de dieta		Incremento de susceptibilidad a enfermedades	
	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso
<i>Chthonerpeton indistinctum</i>	Baja	100%	Baja	100%	Alta	50%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	75%	Alta	75%
<i>Melanophryniscus atroluteus</i>	Baja	75%	Alta	75%	Alta	100%	Alta	75%	Baja	50%	Desconocida	50%	Baja	50%
<i>Melanophryniscus devincenzii</i>	Baja	75%	Alta	100%	Alta	75%	Alta	75%	Baja	50%	Alta	50%	Baja	50%
<i>Melanophryniscus langonei</i>	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Alta	75%	Baja	50%	Alta	50%	Baja	50%
<i>Melanophryniscus montevidensis</i>	Alta	75%	Alta	75%	Alta	75%	Alta	75%	Baja	50%	Baja	75%	Alta	50%
<i>Melanophryniscus pachyrhynchus</i>	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	75%	Alta	50%	Desconocida	75%
<i>Melanophryniscus sanmartini</i>	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	75%	Alta	50%	Alta	75%
<i>Rhinella achavali</i>	Baja	75%	Baja	75%	Alta	75%	Alta	50%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	50%
<i>Rhinella arenarum</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Alta	50%	Desconocida	50%	Baja	100%	Alta	50%
<i>Rhinella dorbignyi</i>	Baja	100%	Baja	50%	Alta	75%	Alta	50%	Baja	50%	Baja	75%	Desconocida	75%
<i>Rhinella fernandezae</i>	Baja	100%	Baja	50%	Alta	50%	Alta	50%	Baja	50%	Baja	75%	Desconocida	75%
<i>Rhinella dypticha</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Alta	50%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Ceratophrys ornata</i>	Alta	50%	Baja	50%	Alta	75%	Alta	100%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	50%

<i>Odontophrynus americanus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	50%
<i>Odontophrynus maisuma</i>	Alta	75%	Baja	50%	Alta	100%	Alta	50%	Desconocida	50%	Baja	100%	Alta	75%
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	Alta	50%	Alta	50%	Alta	50%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	50%	Alta	75%
<i>Nyctimistes siemersi</i>	Baja	75%	Baja	75%	Alta	100%	Alta	75%	Baja	75%	Baja	75%	Desconocida	75%
<i>Dendropsophus minutus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	50%	Baja	75%	Desconocida	75%
<i>Dendropsophus nanus</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	50%	Desconocida	75%
<i>Dendropsophus sanborni</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	50%	Desconocida	50%
<i>Boana albopunctata</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Boana pulchella</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Alta	100%
<i>Lysapsus limellum</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Alta	50%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Pseudis minuta</i>	Baja	100%	Baja	75%	Alta	50%	Baja	100%	Desconocida	50%	Baja	100%	Desconocida	50%
<i>Ololygon aromothyella</i>	Baja	75%	Baja	50%	Alta	50%	Alta	50%	Baja	50%	Baja	50%	Desconocida	75%
<i>Ololygon berthae</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	50%	Baja	50%	Desconocida	75%
<i>Scinax fuscovarius</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	50%	Desconocida	75%
<i>Scinax granulatus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Scinax nasicus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Scinax squalirostris</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	75%	Alta	75%
<i>Julianus uruguayus</i>	Baja	75%	Alta	50%	Alta	50%	Alta	50%	Baja	50%	Baja	75%	Alta	50%
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	Baja	75%	Baja	75%	Alta	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	50%	Desconocida	50%
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Alta	50%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	50%	Baja	75%	Desconocida	75%
<i>Physalaemus fernandezae</i>	Alta	50%	Alta	100%	Alta	100%	Alta	50%	Baja	75%	Baja	100%	Alta	100%
<i>Physalaemus gracilis</i>	Baja	75%	Baja	75%	Alta	75%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Physalaemus henselii</i>	Baja	50%	Alta	50%	Alta	100%	Alta	50%	Baja	50%	Desconocida	75%	Alta	75%
<i>Physalaemus riograndensis</i>	Baja	75%	Baja	50%	Baja	75%	Alta	75%	Baja	50%	Baja	50%	Desconocida	50%
<i>Pleurodema bibroni</i>	Alta	50%	Alta	75%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	75%	Baja	100%	Alta	100%
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	75%	Desconocida	75%
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Leptodactylus furnarius</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	50%	Baja	75%	Desconocida	75%
<i>Leptodactylus gracilis</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	50%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Leptodactylus latinasus</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%

<i>Leptodactylus luctator</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Alta	50%
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Desconocida	75%
<i>Elachistocleis bicolor</i>	Baja	100%	Alta	50%	Baja	75%	Baja	75%	Baja	50%	Alta	100%	Alta	50%

Parte B

Especie	Baja Capacidad Adaptativa						Exposición			
	A. Pobre capacidad de dispersión				B. Pobre evolvabilidad		A. Exposición al aumento del nivel del mar		B. Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas	
	Baja capacidad de dispersión intrínseca		Barreras extrínsecas para la dispersión		Baja capacidad reproductiva		Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar		Rango latitudinal de la especie	
	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso
<i>Chthonerpeton indistinctum</i>	Baja	75%	Baja	100%	Alta	100%	Baja	75%	Baja	75%
<i>Melanophryniscus atroluteus</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Melanophryniscus devincenzii</i>	Alta	75%	Alta	50%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%
<i>Melanophryniscus langonei</i>	Alta	100%	Alta	50%	Baja	75%	Baja	100%	Alta	100%
<i>Melanophryniscus montevidensis</i>	Alta	75%	Alta	75%	Baja	100%	Alta	100%	Alta	100%
<i>Melanophryniscus pachyrhynchus</i>	Alta	75%	Alta	50%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Melanophryniscus sanmartini</i>	Alta	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	100%
<i>Rhinella achavali</i>	Alta	50%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Rhinella arenarum</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Alta	50%	Baja	100%
<i>Rhinella dorbignyi</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Rhinella fernandezae</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Rhinella dypticha</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ceratophrys ornata</i>	Alta	50%	Alta	75%	Baja	100%	Alta	75%	Alta	100%
<i>Odontophrynus americanus</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Odontophrynus maisuma</i>	Alta	100%	Baja	50%	Baja	100%	Alta	100%	Baja	75%
<i>Limnomedusa macroglossa</i>	Alta	50%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Nyctimistes siemersi</i>	Alta	75%	Baja	50%	Baja	100%	Alta	75%	Alta	75%

<i>Dendropsophus minutus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Dendropsophus nanus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Dendropsophus sanborni</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Boana albopunctata</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Boana pulchella</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Lysapsus limellum</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Pseudis minuta</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ololygon aromothyella</i>	Baja	75%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ololygon berthae</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Scinax fuscovarius</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Scinax granulatus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Scinax nasicus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Scinax squalirostris</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Julianus uruguayus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Phyllomedusa iheringii</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Physalaemus biligonigerus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Physalaemus cuvieri</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Physalaemus fernandezae</i>	Alta	75%	Baja	75%	Baja	100%	Alta	75%	Alta	100%
<i>Physalaemus gracilis</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Physalaemus henselii</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	75%	Baja	75%
<i>Physalaemus riograndensis</i>	Baja	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Pleurodema bibroni</i>	Alta	75%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	75%
<i>Pseudopaludicola falcipes</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptodactylus chaquensis</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptodactylus furnarius</i>	Baja	100%	Baja	50%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptodactylus gracilis</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptodactylus latinasus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptodactylus luctator</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptodactylus mystacinus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptodactylus podicipinus</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Elachistocleis bicolor</i>	Baja	100%	Baja	75%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%

Tabla A3.2. Rasgos calificados en función a su vulnerabilidad al cambio climático (“baja”, “alta”, “desconocida”) para cada una de las especies de reptiles evaluadas. Se detalla además el porcentaje de consenso obtenido para ese valor entre los expertos luego de la segunda ronda de consultas. Parte A, rasgos correspondientes a la dimensión *Sensibilidad*; Parte B, rasgos para *Baja Capacidad Adaptativa y Exposición*.

Parte A

	Sensibilidad															
	A. Especialista de hábitat o requerimientos de microhábitat				B. Tolerancia ambiental estrecha o umbrales que probablemente se excedan debido al CC en cualquier etapa del ciclo de vida				C. Dependencia de un desencadenante ambiental específico que probablemente sea afectado por el CC				D. Dependencia de interacciones interespecíficas que probablemente sean afectadas por el CC			
Especie	Especialista de hábitat		Dependencia de un microhábitat particular		Tolerancia fisiológica		Tolerancia a inundaciones/anegamiento		Género dependiente de la temperatura		Dependencia de un desencadenante ambiental		Especialista de dieta		Creación/modificación de hábitat interespecífico	
	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso
<i>Trachemys dorbigni</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	66%	Baja	100%	Desconocida	66%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Acanthochelys spixii</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Hydromedusa tectifera</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Phrynops hilarii</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Phrynops williamsi</i>	Alta	100%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Caiman latirostris</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Anisolepis undulatus</i>	Baja	100%	Alta	66%	Alta	100%	Baja	100%	Desconocida	100%	Alta	66%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Liolaemus wiegmannii</i>	Baja	66%	Alta	66%	Alta	100%	Baja	66%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Liolaemus occipitalis</i>	Alta	66%	Alta	66%	Baja	66%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Liolaemus gardeli</i>	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	100%	Desconocida	100%	Alta	100%	Baja	50%	Baja	100%

<i>Stenocercus azureus</i>	Baja	66%	Alta	66%	Alta	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Desconocida	66%	Baja	100%
<i>Tropidurus catalanensis</i>	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Homonota uruguayensis</i>	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Amphisbaena darwini</i>	Baja	100%	Baja	66%	Alta	66%	Baja	100%	Desconocida	100%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Amphisbaena munoai</i>	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	100%	Desconocida	100%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Amphisbaena trachura</i>	Baja	100%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	100%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Amphisbaena kingii</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	100%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leposternon microcephalum</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Contomastix lacertoides</i>	Baja	66%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Teius oculatus</i>	Baja	100%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Salvator merianae</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Cercosaura schreibersii</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Aspronema dorsivittatum</i>	Baja	100%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ophiodes intermedius</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ophiodes striatus</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ophiodes vertebralis</i>	Baja	100%	Baja	100%	Alta	100%	Baja	100%	Desconocida	100%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Epictia munoai</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%
<i>Liotyphlops ternetzii</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Desconocida	66%	Baja	100%
<i>Eunectes notaeus</i>	Baja	66%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Chironius bicarinatus</i>	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptophis ahaetulla</i>	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Tantilla melanocephala</i>	Baja	66%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%

<i>Atractus reticulatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Alta	33%	Baja	100%
<i>Boiruna maculata</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Calamodontophis paucidens</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Desconocida	100%	Baja	100%
<i>Paraphimophis rusticus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Helicops infrataeniatus</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Erythrolamprus almadensis</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Erythrolamprus jaegeri</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Erythrolamprus semiaureus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Erythrolamprus poecilogyrus sublineatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Lygophis anomalus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Lygophis flavifrenatus</i>	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Phalotris lemniscatus</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Philodryas aestiva</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Philodryas olfersii</i>	Baja	66%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Pseudablabes patagoniensis</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	66%
<i>Pseudablabes agassizii</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	66%
<i>Psomophis obtusus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Baja	66%	Baja	66%
<i>Dipsas turgida</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Alta	100%	Baja	100%
<i>Taeniophallus occipitalis</i>	Baja	66%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%
<i>Taeniophallus</i>	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Alta	33%	Baja	100%

<i>poecilopogon</i>																
<i>Thamnodynastes hypoconia</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Thamnodynastes strigatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Tomodon dorsatus</i>	Baja	66%	Alta	33%	Baja	66%	Baja	66%	Baja	66%	Desconocida	66%	Desconocida	66%	Baja	66%
<i>Tomodon Ocellatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	100%	Alta	66%	Baja	100%
<i>Xenodon dorbignyi</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Xenodon histricus</i>	Baja	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%
<i>Xenodon merremi</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%
<i>Micrurus altirostris</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	33%	Alta	66%	Alta	66%	Baja	66%
<i>Bothrops alternatus</i>	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Bothrops pubescens</i>	Baja	66%	Alta	66%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Crotalus durissus terrificus</i>	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%

Parte B

	Baja Capacidad Adaptativa								Exposición			
	A. Pobre capacidad de dispersión				B. Pobre evolvabilidad				A. Exposición al aumento del nivel del mar		B. Disminución del rango debido al cambio en las condiciones climáticas	
Especie	Baja capacidad de dispersión intrínseca		Barreras extrínsecas para la dispersión		Baja capacidad reproductiva		Recambio genético		Tipos de hábitats expuestos a inundaciones por el mar		Rango latitudinal de la especie	
	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso	Valor	% Consenso
<i>Trachemys dorbigni</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Acanthochelys spixii</i>	Baja	66%	Baja	100%	Baja	66%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%

<i>Hydromedusa tectifera</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Phrynops hilarii</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Phrynops williamsi</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	66%	Alta	66%	Baja	100%
<i>Caiman latirostris</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Anisolepis undulatus</i>	Alta	66%	Baja	66%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Alta	66%
<i>Liolaemus wiegmanni</i>	Alta	66%	Alta	66%	Alta	100%	Desconocida	66%	Alta	100%	Alta	100%
<i>Liolaemus occipitalis</i>	Alta	66%	Alta	66%	Alta	100%	Desconocida	66%	Alta	100%	Baja	100%
<i>Liolaemus gardeli</i>	Alta	100%	Alta	100%	Alta	100%	Baja	50%	Baja	100%	Alta	100%
<i>Stenocercus azureus</i>	Baja	66%	Baja	66%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Tropidurus catalanensis</i>	Baja	100%	Alta	66%	Alta	33%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Homonota uruguayensis</i>	Baja	66%	Alta	66%	Alta	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Amphisbaena darwini</i>	Alta	100%	Baja	100%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%	Alta	66%
<i>Amphisbaena munoai</i>	Alta	100%	Alta	66%	Alta	66%	Baja	66%	Baja	100%	Alta	100%
<i>Amphisbaena trachura</i>	Alta	100%	Baja	100%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Amphisbaena kingii</i>	Alta	100%	Baja	100%	Alta	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leposternon microcephalum</i>	Alta	66%	Baja	66%	Desconocida	66%	Desconocida	66%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Contomastix lacertoides</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Teius oculatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Salvator merianae</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Cercosaura schreibersii</i>	Baja	100%	Baja	100%	Alta	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Aspronema dorsivittatum</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ophiodes intermedius</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ophiodes striatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Ophiodes vertebralis</i>	Alta	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Epictia munoai</i>	Alta	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Liotyphlops ternetzii</i>	Alta	66%	Baja	100%	Baja	66%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Eunectes notaeus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	66%	Baja	100%
<i>Chironius bicarinatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Leptophis ahaetulla</i>	Baja	100%	Baja	100%	Alta	66%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Tantilla melanocephala</i>	Baja	100%	Baja	100%	Alta	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Atractus reticulatus</i>	Baja	66%	Baja	100%	Alta	66%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Boiruna maculata</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Calamodontophis paucidens</i>	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Paraphimophis rusticus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%

<i>Helicops infrataeniatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Erythrolamprus almadensis</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Erythrolamprus jaegeri</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Erythrolamprus semiaureus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Erythrolamprus poecilogyrus sublineatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Lygophis anomalus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Lygophis flavifrenatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Oxyrhopus rhombifer</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Phalotris lemniscatus</i>	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Philodryas aestiva</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Philodryas olfersii</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Pseudablabes patagoniensis</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Pseudablabes agassizii</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Psomophis obtusus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Dipsas turgida</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Taeniophallus occipitalis</i>	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Taeniophallus poecilopogon</i>	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Thamnodynastes hypoconia</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Thamnodynastes strigatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Tomodon dorsatus</i>	Baja	66%	Baja	66%	Baja	66%	Desconocida	66%	Baja	66%	Baja	66%
<i>Tomodon Ocellatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Xenodon dorbignyi</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Xenodon histricus</i>	Baja	100%	Baja	66%	Alta	33%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	66%
<i>Xenodon merremi</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Desconocida	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Micrurus altirostris</i>	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Bothrops alternatus</i>	Baja	100%	Baja	100%	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Bothrops pubescens</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%
<i>Crotalus durissus terrificus</i>	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	66%	Baja	100%	Baja	100%